Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Salamandre tigrée de l'Ouest
Ambystoma mavortium

Population des montagnes du Sud
Population boréale et des Prairies

au Canada

Population des montagnes du Sud - EN VOIE DE DISPARITION
Population boréale et des Prairies - PRÉOCCUPANTE
2012

COSEPAC
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

COSEWIC
Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la salamandre tigrée de l'Ouest (*Ambystoma mavortium*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xv + 71 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2001. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la salamandre tigrée (*Ambystoma tigrinum*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 38 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

SCHOCK, D.M. 2001. Rapport de situation du COSEPAC sur la salamandre tigrée (*Ambystoma tigrinum*) au Canada, *in* Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la salamandre tigrée (*Ambystoma tigrinum*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-38.

Note de production :
Le COSEPAC remercie Arthur Whiting d'avoir rédigé le rapport sur la situation de la salamandre tigrée de l'Ouest (*Ambystoma mavortium*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Kristiina Ovaska, coprésidente du Sous-comité de spécialistes des amphibiens et reptiles du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Western Tiger Salamander *Ambystoma mavortium* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Salamandre tigrée de l'Ouest — Photo de A. Whiting.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2013.
N° de catalogue CW69-14/658-2013F-PDF
ISBN 978-0-660-20634-9

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2012

Nom commun
Salamandre tigrée de l'Ouest - Population des montagnes du Sud

Nom scientifique
Ambystoma mavortium

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
Cette grande salamandre a une aire de répartition restreinte au sud de la Colombie–Britannique qui chevauche les zones peuplées et agricoles modifiées du sud de la vallée de l'Okanagan. L'espèce a subi une perte d'habitat de reproduction disponible en raison du drainage des terres humides, de la contamination et de l'empoissonnement. Les habitats de la salamandre sont fragmentés par les routes et l'exploitation urbaine et agricole qui continuent de s'accroître, ce qui entraîne une perturbation des voies de migration, la mortalité due à la circulation routière, et la perte d'habitat de hautes terres pour les adultes terrestres. Une augmentation des sécheresses et l'abaissement de la nappe phréatique, ainsi que l'introduction du ouaouaron, menacent également cette espèce.

Répartition
Colombie-Britannique

Historique du statut
La salamandre tigrée (Ambystoma tigrinum) a été évaluée pour la première fois par le COSEPAC en novembre 2001 en tant que trois populations: population des Grands Lacs (disparue du pays), population boréale et des Prairies (non en péril), population des montagnes du Sud (en voie de disparition). En novembre 2012, la salamandre tigrée a été divisée en deux espèces séparées, soit la salamandre tigrée de l'Est (Ambystoma tigrinum) et la salamandre tigrée de l'Ouest (Ambystoma mavortium), chacune avec deux différentes populations qui ont reçu des désignations séparées. La population des montagnes du Sud de la salamandre tigrée de l'Ouest a été désignée « en voie de disparition ».

Sommaire de l'évaluation – novembre 2012

Nom commun
Salamandre tigrée de l'Ouest - Population boréale et des Prairies

Nom scientifique
Ambystoma mavortium

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
Cette grande salamandre demeure largement répandue dans les provinces des Prairies, mais elle fait face à de nombreuses menaces posées par la perte et la fragmentation de l'habitat, l'empoissonnement et des maladies émergentes, telles que le virus Ambystoma tigrinum qui peut provoquer la décimation de populations locales. Les habitats de salamandres sont de plus en plus fragmentés par l'exploitation agricole, pétrolière et gazière, et les infrastructures et les routes qui y sont associées. La perturbation des voies de migration, la mortalité due à la collision routière et la détérioration ainsi que la perte d'habitat de reproduction et de hautes terres pour les adultes et juvéniles terrestres engendrent des préoccupations envers l'espèce dans une grande partie de son aire de répartition canadienne.

Répartition
Alberta, Saskatchewan, Manitoba

Historique du statut
La salamandre tigrée (Ambystoma tigrinum) a été évaluée pour la première fois par le COSEPAC en novembre 2001 en tant que trois populations: population des Grands Lacs (disparue du pays), population boréale et des Prairies (non en péril), population des montagnes du Sud (en voie de disparition). En novembre 2012, la salamandre tigrée a été divisée en deux espèces séparées, soit la salamandre tigrée de l'Est (Ambystoma tigrinum) et la salamandre tigrée de l'Ouest (Ambystoma mavortium), chacune avec deux différentes populations qui ont reçu des désignations séparées. La population boréale et des Prairies de la salamandre tigrée de l'Ouest a été désignée « préoccupante ».

COSEPAC
Résumé

Salamandre tigrée de l'Ouest
Ambystoma mavortium

Population des montagnes du Sud
Population boréale et des Prairies

Description et importance de l'espèce sauvage

La salamandre tigrée de l'Ouest compte parmi les plus grandes salamandres d'Amérique du Nord, et elle joue le rôle de prédateur supérieur dans les étangs et les lacs exempts de poissons qu'elle occupe. Les adultes terrestres présentent une peau foncée recouverte d'un motif tacheté, zébré ou réticulé jaune ou blanc cassé. Les données génétiques et morphologiques indiquent que la salamandre tigrée de l'Ouest, qui compte plusieurs sous-espèces, serait une espèce distincte de la salamandre tigrée de l'Est (*Ambystoma tigrinum*), avec laquelle elle était précédemment combinée en une seule espèce. La majeure partie de la documentation antérieure n'établit d'ailleurs aucune distinction entre la salamandre tigrée de l'Ouest et la salamandre tigrée de l'Est, comme c'est le cas actuellement.

Répartition

La salamandre tigrée de l'Ouest est largement répandue dans l'ouest de l'Amérique du Nord, dans les régions arides de l'intérieur. Elle est présente dans l'écozone des Prairies, depuis l'Alberta jusqu'à la rivière Rouge, au Manitoba. La limite de l'aire de répartition descend ensuite vers le sud, en passant par l'ouest du Minnesota, jusqu'au Texas, où elle longe la frontière avec le Mexique vers l'ouest, avant de remonter vers le nord, jusqu'en Alberta, en traversant l'Arizona, puis en longeant le versant est des Rocheuses. Des populations disjointes vivent dans le nord de l'Oregon, en Idaho et dans l'État de Washington ainsi que dans le sud de la région de l'Okanagan, en Colombie-Britannique. Dans cette province, l'espèce est isolée des autres populations du Canada. En effet, elle est présente dans l'écozone des montagnes du Sud, tandis que le reste de la population canadienne occupe l'écozone des Prairies, laquelle englobe des régions de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba. Cette répartition résulte probablement d'une expansion post-glaciaire au Canada à partir d'au moins deux points d'origine situés de chaque côté des Rocheuses.

Habitat

La salamandre tigrée de l'Ouest occupe divers habitats ouverts, dont les prairies, les forêts-parcs, les prés subalpins et les régions semi-désertiques. Parmi les principales caractéristiques de son habitat, on trouve des sols sableux ou friables (granuleux) entourant des plans d'eau permanents ou semi-permanents exempts de poissons prédateurs. Les individus terrestres creusent activement des tunnels dans le sol ou utilisent les terriers de petits mammifères pour se réfugier et passer l'hiver. L'habitat de reproduction doit contenir de l'eau pendant les trois à sept mois nécessaires au développement des larves. En outre, des populations d'adultes néoténiques (des individus qui conservent leur forme larvaire après avoir atteint la maturité sexuelle) sont parfois observées dans des lacs froids exempts de poissons.

Biologie

La salamandre tigrée de l'Ouest migre vers des sites de reproduction, soit dans des milieux humides, soit dans des lacs, après les premières pluies du printemps, peu de temps après le dégel. Les femelles pondent leurs œufs un à un ou en amas, en les fixant à des brindilles ou à des tiges de plantes émergentes, sous la surface de l'eau. Les juvéniles migrent massivement à partir des sites de reproduction vers les milieux terrestres à la fin de l'été. Les mâles atteignent la maturité sexuelle au cours de leur deuxième année de vie, et les femelles, une année ou deux plus tard. La durée d'une génération est d'environ cinq à six ans.

Les larves comme les adultes sont carnivores et s'alimentent d'un grand éventail de petites proies. À son tour, la salamandre tigrée de l'Ouest ne survit pas bien dans les milieux où des poissons prédateurs ont été introduits ou sont naturellement présents, car elle est constitue une proie à tous les stades de vie.

Taille et tendances des populations

La taille et les tendances des populations sont peu connues, et le nombre d'adultes peut varier considérablement entre les sites et les années. Un déclin du nombre et de la taille des populations est inféré dans la région des montagnes du Sud de la Colombie-Britannique, où la perte d'habitat continue, l'altération de l'habitat et la présence d'espèces introduites menacent la persistance des populations.

À l'extérieur de la Colombie-Britannique, on en sait très peu sur l'occurrence de la salamandre tigrée de l'Ouest. Des mentions anecdotiques donnent à penser que l'espèce persiste dans des régions relativement grandes des provinces des Prairies. Des cas de mortalité massive, principalement causés par les maladies et les véhicules, sont signalés de manière sporadique dans des secteurs localisés.

Menaces et facteurs limitatifs

La salamandre tigrée de l'Ouest fait face aux mêmes pressions et menaces que les autres espèces d'amphibiens. En outre, les adultes terrestres et les larves aquatiques ont des besoins différents. Dans la majeure partie de l'aire de répartition canadienne de l'espèce, on observe une pression énorme causée par la perte, la dégradation et la fragmentation de l'habitat. Dans les Prairies, le mode d'utilisation des terres a changé, passant d'une utilisation aux fins de pâturage et d'agriculture à petite échelle à une exploitation agricole à grande échelle, sans compter la conversion de l'habitat pour accommoder la croissance démographique et l'expansion des projets pétroliers et gaziers. Au cœur de l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique, soit dans la vallée de l'Okanagan, on a constaté une perte rapide de l'habitat associée au ruissellement de polluants issus de l'aménagement résidentiel et de la viticulture. Le ouaouaron, espèce introduite, constitue également une menace pour la salamandre tigrée de l'Ouest dans cette région. De plus, la croissance de la population humaine et la hausse de la densité routière ont grandement accru le risque de mortalité attribuable aux véhicules durant les migrations saisonnières de l'espèce entre ses sites de reproduction et ses sites terrestres d'hivernage et d'alimentation. L'empoissonnement aux fins de la pêche sportive, de l'aquaculture et de la lutte contre les moustiques, qui peut avoir de graves répercussions sur les populations de salamandres tigrées de l'Ouest, est toujours employé dans l'aire de répartition canadienne de l'espèce. Enfin, l'émergence de maladies infectieuses, particulièrement le virus de l'*Ambystoma tigrinum*, peut décimer des populations locales.

Protection, statuts et classements

En Colombie-Britannique, la population des montagnes du Sud de la salamandre tigrée de l'Ouest est inscrite sur la liste fédérale des espèces en voie de disparition et figure à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. Quelque 16 % des sites de reproduction de cette population sont situés dans des aires protégées, et 27 % font l'objet d'une forme de protection par l'entremise d'activités d'intendance volontaires. La majorité des sites, cependant, se trouve sur des terres privées non protégées.

Le COSEPAC a précédemment désigné la population boréale et des Prairies, formée de salamandres tigrées de l'Ouest vivant en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, comme non en péril. Cependant, cette évaluation visait aussi les salamandres tigrées de l'Est du Manitoba. L'habitat de la salamandre tigrée ne fait l'objet d'aucune mesure de protection spécifique, mais on a signalé la présence de l'espèce dans divers parcs et aires protégées.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – population des montagnes du Sud

Ambystoma mavortium
Salamandre tigrée de l'Ouest
Population des montagnes du Sud
Répartition au Canada : Colombie-Britannique

Western Tiger Salamander
Southern Mountain population

Données démographiques

Durée d'une génération Calculée d'après les taux de survie estimés des adultes au sein des populations des États-Unis (voir **Biologie**).	Environ 5 à 6 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? Déclin inféré d'après les tendances en matière d'habitat, y compris la dispersion de poissons introduits dans les bassins hydrographiques, l'empoissonnement illégal, les programmes d'empoissonnement continus et d'autres pertes d'habitat associées à l'aménagement résidentiel et agricole.	Oui
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations]	Inconnu
Pourcentage [prévu ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations]	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? Inféré d'après le cycle vital de l'espèce et l'information sur les grandes fluctuations pluriannuelles de l'abondance de celle-ci dans d'autres parties de son aire de répartition aux États-Unis, chez les sous-espèces *A. m. nebulosum* et *A. tigrinum*. Les femelles peuvent renoncer à la reproduction pendant plusieurs années si les conditions n'y sont pas propices, ce qui entraîne des pics pluriannuels d'activité reproductrice, suivis de pics similaires de recrutement des jeunes dans la population d'adultes. Cette tendance produit des fluctuations extrêmes de la taille de la population d'adultes sur de longues périodes (voir **Taille et tendances des populations**). Comme il peut y avoir un échec total de reproduction au cours des années de sécheresse, que les sécheresses pluriannuelles associées à l'assèchement des étangs semblent être de plus en plus fréquentes dans les milieux arides occupés par les salamandres et qu'on prévoit que cette fréquence augmentera dans l'avenir, on s'attend à ce que des fluctuations de la taille des populations de salamandre aient lieu simultanément à grande échelle.	Oui

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence Calculée au moyen de la méthode du plus petit polygone, qui comprend des zones montagneuses offrant un habitat non propice à l'espèce dans le nord-ouest. Le Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique estime la zone d'occurrence de l'espèce à 2 208 km^2 en se fondant sur la méthode du plus petit polygone convexe. Les deux estimations, issues d'activités de recherche accrues, constituent une augmentation par rapport à la valeur de < 1 500 km^2 depuis la dernière évaluation.	5 054 km²
Indice de zone d'occupation (IZO) La valeur minimale est fondée sur une grille à mailles de 2 km de côté superposée aux occurrences connues de reproduction (58 mailles). La valeur supérieure comprend les mailles superposées à toutes les occurrences, même celles qui ne représentent probablement pas des sites de reproduction (116 mailles). La zone d'occupation était estimée à 150 km^2 dans le rapport de situation précédent, mais l'IZO n'avait pas été calculé (voir **Répartition**).	232 à 464 km²
La population totale est-elle très fragmentée? Tous les sites de reproduction connus sont situés à moins de 1 km d'une voie routière, et à l'intérieur d'un habitat constamment modifié et fragmenté (voir **Menaces et facteurs limitatifs**). En moyenne, la plus courte distance entre les populations et les sites de reproduction est de 5,2 km. Les données limitées laissent croire que les populations reproductrices sont petites et fluctuent selon les années, en réaction aux variations des conditions météorologiques. La viabilité des populations dans la plupart des sites connus de reproduction est vraisemblablement faible, d'après la gravité des menaces.	Oui
Nombre de « localités » La présence du ouaouaron pourrait limiter le nombre de localités dans la vallée de l'Okanagan à une seule; l'introduction de poissons ainsi que la perte et la fragmentation de l'habitat constituent les plus grandes menaces pour les sites restants dans la vallée de la rivière Kettle et la région de Grand Forks. Ces facteurs pourraient toucher chaque site individuellement, ce qui donnerait quelque 13 localités supplémentaires.	Environ 14
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Probablement pas
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation? Déclin inféré et prévu en raison de l'introduction et de la dispersion des poissons ainsi que de la perte d'habitat.	Inconnu, mais possible
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations? Déclin prévu fondé sur les tendances en matière d'habitat.	Inconnu, mais probable
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités? Les poissons introduits pourraient réduire le nombre de localités.	Inconnu

Y a-t-il un déclin continu de la qualité de l'habitat? Observé et prévu : empiètement des voies routières et des établissements humains, et intensification de l'agriculture dans la zone d'occurrence.	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Probablement pas
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Probablement pas
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Probablement pas
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Probablement pas

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	**N^{bre} d'individus matures**
Aucune estimation précise n'est disponible.	Le CDC de la C.-B. estime qu'il y a entre 2 500 et 10 000 adultes
Total	De 2 500 à 10 000 adultes

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % d'ici 20 ans ou 5 générations, ou 10 % d'ici 100 ans].	Non effectuée en raison du manque de données

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Perte et fragmentation de l'habitat causées par l'aménagement agricole et résidentiel; mortalité due à la circulation routière; empoissonnement; propagation des ouaouarons introduits; contaminants agricoles; maladies infectieuses émergentes.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur *Ambystoma mavortium* : S3 et « State Monitor » dans l'État de Washington et S5 en Idaho (aucune population à distance d'immigration)	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible, mais peu probable
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Non
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	**Non**

Historique du statut

COSEPAC : La salamandre tigrée (*Ambystoma tigrinum*) a été évaluée pour la première fois par le COSEPAC en novembre 2001 en tant que trois populations : population des Grands Lacs (disparue du pays), population boréale et des Prairies (non en péril), population des montagnes du Sud (en voie de disparition). En novembre 2012, la salamandre tigrée a été divisée en deux espèces séparées, soit la salamandre tigrée de l'Est (*Ambystoma tigrinum*) et la salamandre tigrée de l'Ouest (*Ambystoma mavortium*), chacune avec deux différentes populations qui ont reçu des désignations séparées. La population des montagnes du Sud de la salamandre tigrée de l'Ouest a été désignée « en voie de disparition ».

Statut et justification de la désignation

Statut :	**Cote alphanumérique :**
En voie de disparition	B1ab(ii,iii,v)c(iv)+2ab(ii,iii,v)c(iv)
Justification de la désignation : Cette grande salamandre a une aire de répartition restreinte au sud de la Colombie-Britannique qui chevauche les zones peuplées et agricoles modifiées du sud de la vallée de l'Okanagan. L'espèce a subi une perte d'habitat de reproduction disponible en raison du drainage des terres humides, de la contamination et de l'empoissonnement. Les habitats de la salamandre sont fragmentés par les routes et l'exploitation urbaine et agricole qui continuent de s'accroître, ce qui entraîne une perturbation des voies de migration, la mortalité due à la circulation routière, et la perte d'habitat de hautes terres pour les adultes terrestres. Une augmentation des sécheresses et l'abaissement de la nappe phréatique, ainsi que l'introduction du ouaouaron, menacent également cette espèce.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet; déclin inféré de la taille des populations, mais l'ampleur de ce déclin est inconnue.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », B1 et B2, car la zone d'occurrence et l'IZO sont inférieurs (ou presque, dans le cas de la zone d'occurrence) aux seuils; la population est gravement fragmentée (sous-critère a), et un déclin de la quantité et de la qualité de l'habitat a été observé (biii), tout comme un déclin inféré de la taille de la zone d'occupation et de la taille de la population (bii, v); le sous-critère c(iv) s'applique aussi, car les fluctuations extrêmes de la population sont probables.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet; on observe un déclin, mais son ampleur et la taille de la population sont inconnues.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet; la taille de la population est inconnue; le nombre de localités et l'IZO dépassent les seuils associés au critère de la catégorie « espèce menacée » D2.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet; données insuffisantes pour l'analyse.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population boréale et des Prairies

Ambystoma mavortium
Salamandre tigrée de l'Ouest — Western Tiger Salamander
Population boréale et des Prairies — Prairie / Boreal population
Répartition au Canada : Alberta, Saskatchewan, Manitoba

Données démographiques

Durée d'une génération Calculée d'après les taux de survie estimés des adultes au sein des populations des États-Unis (voir **Biologie**).	Environ 5 à 6 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? Déclin inféré d'après l'empoissonnement continu, la perte d'habitat et l'émergence de maladies infectieuses.	Probable : Alberta Possible : Saskatchewan Inconnu : Manitoba
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations]	Inconnu
Pourcentage [prévu ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations]	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? Inféré à partir du cycle vital et de l'information sur les grandes fluctuations pluriannuelles de l'abondance de l'espèce dans d'autres parties de son aire de répartition aux États-Unis, chez les sous-espèces *A. m. nebulosum* et *A. tigrinum*. Les femelles peuvent renoncer à la reproduction pendant plusieurs années si les conditions n'y sont pas propices, ce qui entraîne des pics pluriannuels d'activité reproductrice, suivis de pics similaires de recrutement des jeunes dans la population d'adultes. Cette tendance produit des fluctuations extrêmes de la taille de la population d'adultes sur de longues périodes (voir **Taille et tendances des populations**). Les fluctuations peuvent être causées par le climat et les épisodes de sécheresse pluriannuels. Cependant, comme l'aire de répartition de cette population est grande, il se peut que les fluctuations ne soient pas synchronisées entre elles.	Possiblement

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence Une valeur de 500 000 km^2 a été estimée par la dernière évaluation.	567 436 km²

Indice de zone d'occupation (IZO) Fondé sur une grille à mailles de 2 km de côté superposée aux occurrences connues. Cette valeur sous-estime l'IZO réel, car l'existence d'occurrences non documentées est probable. Sans données adéquates sur la répartition, on ne peut établir clairement si des populations existent entre les occurrences connues. La zone d'occupation était estimée à 50 000 km^2 dans l'évaluation précédente, mais l'IZO n'avait pas été calculé (voir **Répartition**).	2 388 km², probablement plus grand
La population totale est-elle très fragmentée?	Inconnu
Nombre de « localités » Basé sur la menace de l'empoissonnement ou de la destruction de l'habitat visant un site à la fois.	> 500
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Peu probable
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation? Absence de données récentes en Saskatchewan et au Manitoba.	Inconnu
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations? Déclin inféré possible vu l'introduction répandue de truites dans l'ensemble des Prairies et la perte de milieux humides causée par l'urbanisation accrue et l'agriculture intensive.	Possiblement dans le sud de l'Alberta et de la Saskatchewan, mais autrement inconnu
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités? Déclin inféré possible vu l'introduction répandue de truites dans l'ensemble des Prairies et la perte de milieux humides causée par l'urbanisation accrue et l'agriculture intensive.	Inconnu
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? Déclin observé et prévu de la quantité et de la qualité de l'habitat en raison de l'introduction généralisée de truites et du changement de l'utilisation des terres dans les Prairies.	Oui : Alberta Oui : Saskatchewan Probable : Manitoba
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Probablement pas
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Probablement pas
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Probablement pas
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Probablement pas

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	**N^{bre} d'individus matures**
Total	Inconnu

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % d'ici 20 ans ou 5 générations, ou 10 % d'ici 100 ans].	Non effectuée en raison du manque de données

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Perte et fragmentation de l'habitat causées par l'exploitation agricole, pétrolière et gazière; mortalité due à la circulation routière; empoissonnement; contaminants agricoles; maladies infectieuses émergentes.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur La salamandre tigrée de l'Ouest est cotée SNR (non classée) dans le Dakota du Nord et au Minnesota, S5 en Idaho et S4 au Montana.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Possible dans les provinces des Prairies
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	Inconnu

Historique du statut

COSEPAC : La salamandre tigrée (*Ambystoma tigrinum*) a été évaluée pour la première fois par le COSEPAC en novembre 2001 en tant que trois populations : population des Grands Lacs (disparue du pays), population boréale et des Prairies (non en péril), population des montagnes du Sud (en voie de disparition). En novembre 2012, la salamandre tigrée a été divisée en deux espèces séparées, soit la salamandre tigrée de l'Est (*Ambystoma tigrinum*) et la salamandre tigrée de l'Ouest (*Ambystoma mavortium*), chacune avec deux différentes populations qui ont reçu des désignations séparées. La population boréale et des Prairies de la salamandre tigrée de l'Ouest a été désignée « préoccupante ».

Statut et justification de la désignation

Statut :	**Cote alphanumérique :**
Espèce préoccupante	s.o.
Justification de la désignation Cette grande salamandre demeure largement répandue dans les provinces des Prairies, mais elle fait face à de nombreuses menaces posées par la perte et la fragmentation de l'habitat, l'empoissonnement et des maladies émergentes, telles que le virus de l'*Ambystoma tigrinum* qui peut provoquer la décimation de populations locales. Les habitats de salamandres sont de plus en plus fragmentés par l'exploitation agricole, pétrolière et gazière, et les infrastructures et les routes qui y sont associées. La perturbation des voies de migration, la mortalité due à la collision routière et la détérioration ainsi que la perte d'habitat de reproduction et de hautes terres pour les adultes et juvéniles terrestres engendrent des préoccupations envers l'espèce dans une grande partie de son aire de répartition canadienne.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet; aucune information sur les tendances des populations.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Sans objet; la zone d'occurrence et l'IZO sont supérieurs aux seuils.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet; la taille et les tendances des populations sont inconnues.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet; la taille des populations est inconnue, mais elle est probablement supérieure aux seuils; le nombre de localités et l'IZO dépassent les seuils associés au critère de la catégorie « espèce menacée » D2.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet; données insuffisantes pour l'analyse.

PRÉFACE

Techniquement, le présent rapport est nouveau puisqu'il tient compte de la salamandre tigrée de l'Ouest (*Ambystoma mavortium*) en tant qu'espèce distincte pour la première fois. Cette espèce a précédemment été évaluée par le COSEPAC (2001) comme sous-espèce d'une espèce polytypique anciennement connue sous le nom de salamandre tigrée (*Ambystoma tigrinum*). Parmi les sous-espèces antérieurement reconnues comme des salamandres tigrées au Canada, la salamandre tigrée de l'Est et la salamandre tigrée de l'Ouest (qui comprend les sous-espèces *A. m. diaboli* et *A. m. melanostictum*) sont désormais reconnues comme des espèces distinctes (Crother, 2012).

Un programme de rétablissement de la population des montagnes du Sud a été préparé (Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team, 2008). Il décrit les stratégies à adopter pour protéger l'habitat; combler les lacunes dans les données sur les processus démographiques, l'utilisation de l'habitat et le cycle vital de l'espèce; obtenir du soutien en vue de la protection de l'habitat auprès de divers intervenants et du public. Des mesures concrètes de protection de l'habitat fondées sur les objectifs du programme de rétablissement ont été mises en œuvre.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2012)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur la

Salamandre tigrée de l'Ouest
Ambystoma mavortium

Population des montagnes du Sud
Population boréale et des Prairies

au Canada

2012

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 4
Nom et classification 4
Description morphologique 6
Structure spatiale et variabilité de la population 8
Unités désignables 11
Importance de l'espèce 11
RÉPARTITION 12
Aire de répartition mondiale 12
Aire de répartition canadienne 13
Zone d'occurrence et zone d'occupation 14
Activités de recherche 16
HABITAT 18
Exigences en matière d'habitat 18
Tendances en matière d'habitat 19
BIOLOGIE 21
Cycle vital et reproduction 21
Survie et durée d'une génération 23
Physiologie et adaptabilité 24
Déplacements et dispersion 24
Relations interspécifiques 25
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 27
Activités et méthodes d'échantillonnage 27
Abondance 27
Tendances des populations 28
Fluctuations des populations 29
Fragmentation des populations 30
Immigration de source externe 31
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 32
Perte, conversion et fragmentation de l'habitat 32
Mortalité routière 33
Espèces introduites : poissons 34
Espèces introduites : le ouaouaron 36
Agriculture et contaminants chimiques 36
Maladies 37
Nombre de localités 39
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 40
Protection et statuts juridiques 40
Statuts et classements non juridiques 41
Protection et propriété de l'habitat 41
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONSULTÉS 42
Experts consultés 42

SOURCES D'INFORMATION 43
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT 59
COLLECTIONS EXAMINÉES 59

Liste des figures

Figure 1. Aire de répartition nord-américaine des sous-espèces de la salamandre tigrée de l'Ouest (*Ambystoma mavortium*) et de la salamandre tigrée de l'Est (*Ambystoma tigrinum*). Figure adaptée de Schock (2001) et de Petranka (1998) 5

Figure 2. *Ambystoma mavortium diaboli* – coloration typique des adultes : il peut y avoir une régression des marques foncées chez les salamandres âgées (à droite), lesquelles peuvent être plus pâles que chez les jeunes (à gauche). Photo d'A. Didiuk. 5

Figure 3. *Ambystoma mavortium melanostictum* observé en Alberta – coloration typique. En haut à gauche – juvénile récemment métamorphosé (avec petites branchies; en bas à gauche). En haut à droite – mouchetures sur la face ventrale d'un adulte terrestre en Alberta. En bas à droite – comparaison d'un gros individu néoténique recueilli dans le lac Tyrell à de petites larves. Photos d'A. Whiting. 6

Figure 4. Répartition des occurrences de la salamandre tigrée de l'Ouest en Colombie-Britannique. La carte montre la zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation (sites de reproduction seulement; 58 mailles = 232 km^2). Carte préparée par A. Whiting. 10

Figure 5. Carte de la répartition canadienne de toutes les occurrences de la salamandre tigrée de l'Ouest montrant l'UD des montagnes du Sud (à l'ouest) et l'UD boréale et des Prairies (à l'est). La zone ombragée verte représente la zone d'occurrence totale (572 490 km^2). Carte préparée par A. Whiting. 14

Figure 6. Répartition des plans d'eau où des poissons de pêche sportive ont été introduits en Alberta depuis 1920 (en bleu), et occurrences connues de la salamandre tigrée dans le centre et le sud de l'Alberta (en rouge). L'empoissonnement est tout aussi prévalent en Colombie-Britannique, en Saskatchewan et au Manitoba, mais les données disponibles ne permettaient pas d'établir une cartographie détaillée. Carte préparée par A. Whiting. 20

Liste des annexes

Annexe 1 : Résultats du calculateur d'impact des menaces pour la population des montagnes du Sud de la salamandre tigrée de l'Ouest en Colombie-Britannique (février 2012). 60

Annexe 2 : Résultats du calculateur d'impact des menaces pour la population boréale et des Prairies de la salamandre tigrée de l'Ouest (septembre 2012). 66

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

La salamandre tigrée de l'Ouest (*Ambystoma mavortium*; famille des Ambystomatidés, ou salamandres fouisseuses) a été décrite pour la première fois par Baird en 1850 (Gehlbach, 1967). Par la suite, elle a été incluse dans le taxon *A. tigrinum*, espèce polytypique dont l'aire de répartition géographique couvrait la majeure partie de l'Amérique du Nord (Bishop, 1943; Gehlbach, 1967). D'après les données moléculaires, phylogénétiques (Shaffer et McKnight, 1996) et morphologiques (Irschick et Shaffer, 1997), la forme de l'Ouest a récemment été élevée au rang d'espèce, et elle est maintenant connue sous le nom *A. mavortium* (Crother, 2012). Elle est distincte de la forme de l'Est, désormais appelée salamandre tigrée de l'Est (*Ambystoma tigrinum*). La rivière Rouge, au Manitoba, constitue une frontière approximative entre les aires de répartition des deux espèces au Canada. La documentation antérieure ne distingue généralement pas la salamandre tigrée de l'Ouest (*A. mavortium*) de la salamandre tigrée de l'Est (*A. tigrinum*).

À l'heure actuelle, la salamandre tigrée de l'Ouest comprend cinq sous-espèces (Crother, 2012). La validité de ces sous-espèces a été remise en question (Jones et Collins, 1992; Shaffer et McKnight, 1996; Storfer *et al.*, 2004) et nécessite une analyse détaillée à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce. La majeure partie de l'aire de répartition des deux sous-espèces du nord a été colonisée récemment (< 18 000 ans) (Shaffer et McKnight, 1996). La sous-espèce *A. m. diaboli* occupe les prairies du Manitoba et de la Saskatchewan (figures 1 et 2) et, d'après les cartes de la répartition incluses dans Stebbins (1985), pourrait aussi être présente dans le centre-est de l'Alberta. Toutefois, cette information n'a pas été confirmée (Russell et Bauer, 2000). L'autre sous-espèce du Canada est l'*A. m. melanostictum* (figure 3), présente dans le centre-sud de la Saskatchewan ainsi que dans le centre et le sud de l'Alberta. Une population disjointe occupe également la région des montagnes du Sud de la Colombie-Britannique (figure 1).

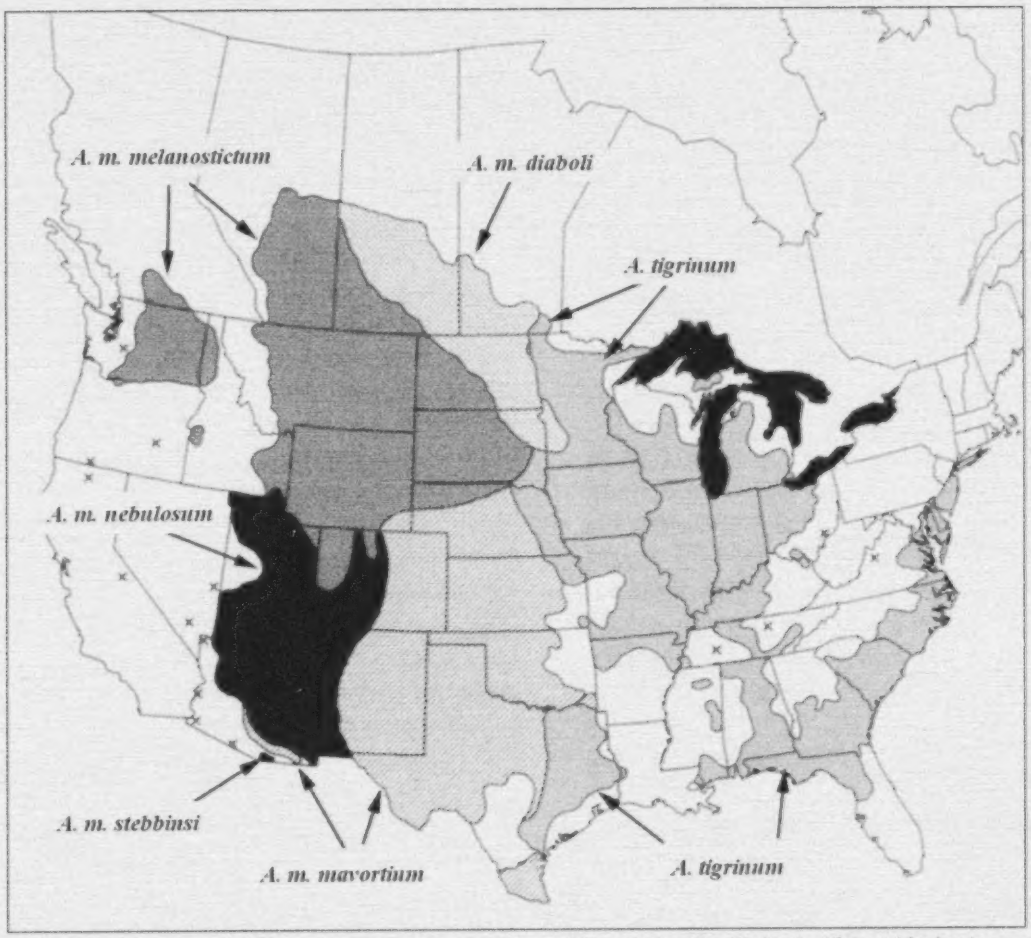


Figure 1. Aire de répartition nord-américaine des sous-espèces de la salamandre tigrée de l'Ouest (*Ambystoma mavortium*) et de la salamandre tigrée de l'Est (*Ambystoma tigrinum*). Figure adaptée de Schock (2001) et de Petranka (1998).

Figure 2. *Ambystoma mavortium diaboli* – coloration typique des adultes : il peut y avoir une régression des marques foncées chez les salamandres âgées (à droite), lesquelles peuvent être plus pâles que chez les jeunes (à gauche). Photo d'A. Didiuk.

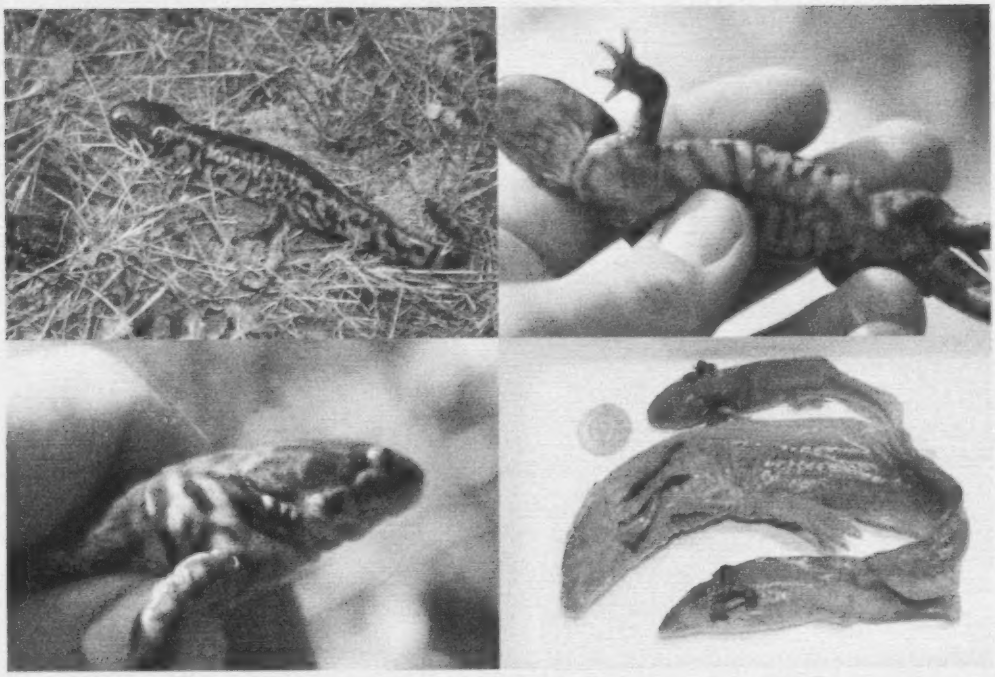


Figure 3. *Ambystoma mavortium melanostictum* observé en Alberta – coloration typique. En haut à gauche – juvénile récemment métamorphosé (avec petites branchies; en bas à gauche). En haut à droite – mouchetures sur la face ventrale d'un adulte terrestre en Alberta. En bas à droite – comparaison d'un gros individu néoténique recueilli dans le lac Tyrell à de petites larves. Photos d'A. Whiting.

En français, le nom commun de l'espèce est « salamandre tigrée de l'Ouest » (Green, 2012). En anglais, le nom commun « Barred Tiger Salamander » de l'*A. mavortium* a récemment été remplacé par « Western Tiger Salamander », de manière à éviter toute confusion associée à l'utilisation du terme « Barred Tiger Salamander » pour désigner à la fois l'espèce et l'une de ses sous-espèces (Crother, 2012).

Description morphologique

La salamandre tigrée de l'Ouest est une grande salamandre fouisseuse au corps robuste, qui fait partie des plus grandes salamandres terrestres d'Amérique du Nord. Les mâles atteignent une longueur totale d'environ 200 mm, tandis que les femelles sont généralement plus petites (Sarell, 1996; Petranka, 1998; Hammerson, 1999). Certains individus peuvent atteindre une longueur de plus de 300 mm, mais ceux-ci sont habituellement néoténiques : des adultes matures qui demeurent aquatiques en permanence, car ils n'ont pas accompli leur métamorphose et conservent des caractéristiques larvaires comme des branchies et une nageoire caudale (figure 3; Cormie, 1975). Le spécimen le plus long, un *A. m. diaboli* recueilli dans le lac Devils, dans le Dakota du Nord (Larson 1968), avait une longueur de 385 mm. En outre, cette salamandre présente de 11 à 14 sillons costaux de chaque côté de son corps. Le dimorphisme sexuel est subtil : la queue du mâle est plus longue et plus comprimée

latéralement que celle de la femelle, et le cloaque du mâle est gonflé durant la saison de reproduction (Schock, 2001).

La coloration des formes terrestres, bien qu'elle soit assez variable, est utilisée pour distinguer les sous-espèces de la salamandre tigrée de l'Ouest les unes des autres, de même que de la salamandre tigrée de l'Est. Les adultes métamorphosés présentent une peau noire (ou grise, brun foncé ou vert olive) recouverte d'un motif tacheté, zébré ou réticulé jaune (ou crème ou blanc); les délimitations du motif ne sont pas toujours bien définies. La face ventrale est gris noirâtre. Par rapport à la forme de l'Ouest, la salamandre tigrée de l'Est est mouchetée et n'affiche aucune tache ni zébrure. Il est plus difficile de faire la distinction entre les sous-espèces de la salamandre tigrée de l'Ouest. Les aires de répartition des deux sous-espèces rencontrées au Canada (*Ambystoma m. diaboli* et *Ambystoma m. melanostictum*) se chevauchent largement dans l'ensemble de la Saskatchewan, et l'on observe des variations de couleur au sein des mêmes sous-espèces ou régions. L'*Ambystoma m. diaboli* présente habituellement une peau pâle recouverte de mouchetures foncées (particulièrement chez les gros adultes aquatiques). L'*Ambystoma m. melanostictum* parvient quant à lui aux stades terrestres en portant des taches pâles sur un fond foncé. À mesure que les individus vieillissent, ce fond se réduit en mouchetures, tandis que les taches pâles s'étendent jusqu'à former un fond clair (figure 2; Cook, données inédites issues d'observations sur le terrain dans les provinces de l'Ouest de 1959 à 1970; Brunton, 1998). Les juvéniles récemment métamorphosés peuvent être marbrés ou mouchetés de manière irrégulière, sans taches distinctes. Ils présentent souvent une mince ligne foncée au milieu du dos, à l'endroit où la membrane de leur nageoire dorsale s'est résorbée (Schock, 2001).

Les œufs éclosent quand les larves ont une longueur totale d'environ 15 mm, et celles-ci présentent 3 longues paires de branchies plumeuses et une grosse nageoire dorsale membraneuse. Les branchies sont plus longues que la tête et sont rabattues le long du corps. La salamandre tigrée de l'Ouest n'est pas munie de vrais balanciers, mais ses branchies inférieures peuvent jouer ce rôle. En juin et juillet, les larves affichent une couleur vert-jaune translucide. Vers la fin de septembre, les plus petites larves mesurent de 100 à 150 mm, et l'on distingue chez elles une certaine perte de translucidité de la nageoire et de la peau (Cormie, 1975). Les individus âgés sont gris et semblables aux larves plus jeunes, mis à part leur taille et les plaies qu'ils peuvent présenter. Les salamandres néoténiques, qui sont aquatiques en permanence, sont généralement grandes (plus de 300 mm de long) et portent de nombreuses cicatrices. Autrement, leur apparence est semblable à celle des larves. Au printemps, la taille des adultes aquatiques permet de les distinguer facilement des larves.

Des formes cannibales sont parfois observées chez les sous-espèces du sud *Ambystoma m. nebulosum* et *Ambystoma m. mavortium* (Lannoo et Bachmann, 1984) mais elles n'ont pas été signalées chez les sous-espèces présentes au Canada. Les formes cannibales des larves et des adultes néoténiques sont plus grosses, ont une tête plus large et plus aplatie et des dents vomérines plus grosses que les formes non cannibales (Collins *et al.*, 1993). De gros individus néoténiques susceptibles de manger des larves plus petites qu'eux peuvent être observés dans certains sites, sans toutefois présenter de spécialisation morphologique.

La néoténie se rencontre dans l'ensemble de l'aire de répartition de la salamandre tigrée de l'Ouest, et l'on a signalé des cas dans au moins cinq sites en Colombie-Britannique (Sarell, comm. pers., 2011). Elle se produit aussi parfois en Alberta (par exemple, dans le lac Tyrrell et le réservoir de la vallée de la Crooked, près de Calgary; Goater, comm. pers., 2011) et en Saskatchewan (par exemple, à proximité de Saskatoon; Didiuk, comm. pers., 2011). La néoténie est plus courante dans les régions où l'habitat terrestre est non propice à l'espèce ou dans les plans d'eau permanents. Rarement, les larves peuvent retarder leur métamorphose jusqu'au printemps ou à l'été suivant, si elles sont en mesure de passer l'hiver dans l'eau. La métamorphose retardée pourrait être plus courante chez les populations montagnardes que chez les populations des prairies, en raison des hydropériodes prolongées, des basses températures et des faibles taux de croissance et de développement associés (Wissinger *et al.*, 2010).

La confusion entre la salamandre tigrée de l'Ouest et d'autres salamandres est peu probable puisqu'il s'agit généralement de la seule salamandre présente dans son aire de répartition. Seule exception : les aires de répartition dans les Rocheuses, en Alberta, et dans la région des montagnes du Sud de la Colombie-Britannique, qui chevauchent celle de la salamandre à longs doigts (*Ambystoma macrodactylum*). Les formes terrestres sont faciles à distinguer, compte tenu de la grande taille de la salamandre tigrée de l'Ouest et de sa coloration distinctive.

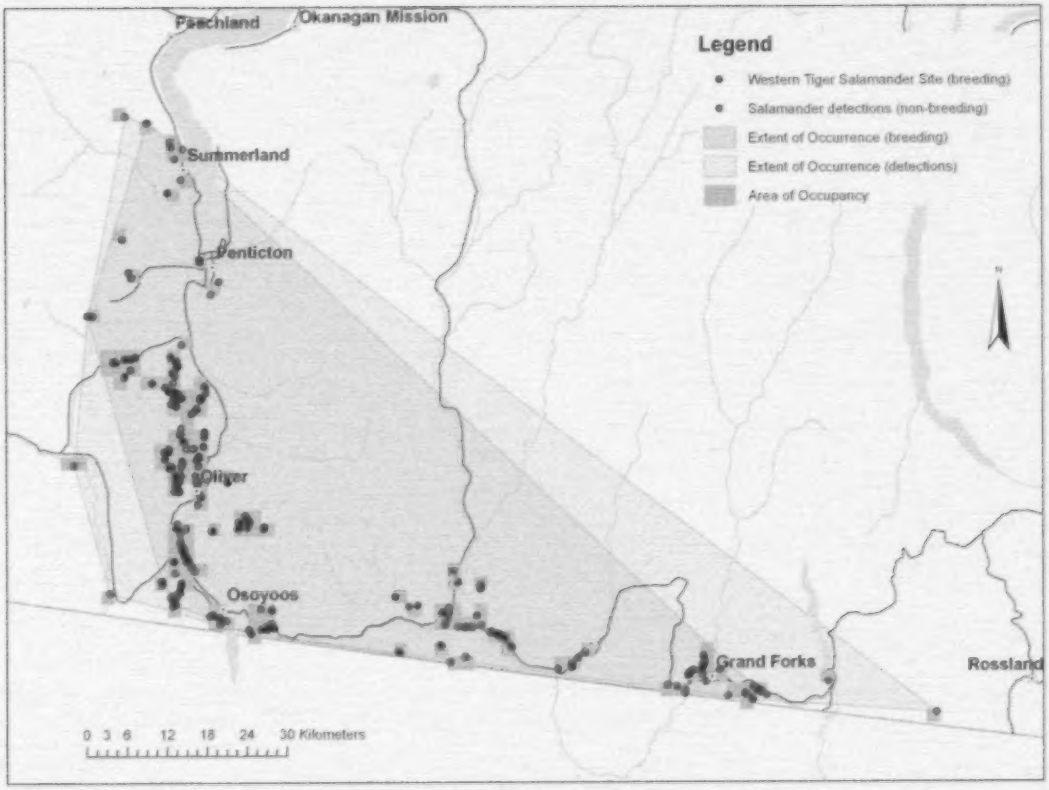
Structure spatiale et variabilité de la population

On en sait peu sur la structure spatiale des populations de salamandres tigrées de l'Ouest au Canada. Dans le cadre d'une étude sur la structure génétique de l'*A. m. melanostictum* à l'échelle du paysage, on a examiné 8 loci microsatellites d'individus prélevés dans 10 sites du nord de l'aire de répartition de l'espèce, dans le parc national Yellowstone, au Wyoming et au Montana (Spear *et al.*, 2005). L'étude a révélé un flux génétique restreint entre les populations de différents sites (F_{ST} = 0,24) et un isolement accru dû à la distance et à l'altitude (moyenne de 21,8 km ± écart-type de 15,2 km; plage de 0,5 à 53 km). La présence de traversées à gué et d'arbustaies ouvertes a été associée à un plus grand échange génétique entre les populations, mais les déplacements des individus semblaient restreints par certaines caractéristiques topographiques. Ces résultats pourraient s'appliquer aux populations montagnardes de la Colombie-Britannique et de l'Alberta, mais pas à celles des prairies. La seule autre étude à décrire les déplacements entre les populations ciblait des individus marqués de la sous-espèce *A. m. nebulosum* au Colorado (Denoel *et al.*, 2007). La distance

maximale entre les 8 étangs visés par l'étude était de 100 m, et les résultats ont indiqué que jusqu'à 40 % des individus s'étaient déplacés entre les étangs au cours d'une année donnée et que ceux-ci visitaient jusqu'à 5 étangs au cours de leur vie (moyenne de 1,6 ± 0,1, n = 90 individus). De tels taux de déplacement entre les étangs pourraient être caractéristiques de la région des fondrières des Prairies (Manitoba, Saskatchewan et Alberta), où l'habitat terrestre convient davantage à la dispersion. En effet, les déplacements dans les milieux humides de la Colombie-Britannique sont moins probables parce que les populations sont souvent isolées par des routes, un habitat terrestre xérique ou des milieux humides occupés par des poissons introduits. Toutefois, les déplacements entre les milieux humides n'ont pas été étudiés chez les populations canadiennes. De même, la philopatrie, soit la tendance d'une espèce à retourner à son lieu de naissance, n'a pas été adéquatement examinée. Ce facteur pourrait pourtant agir fortement sur la structure spatiale des populations. En effet, on sait que la salamandre tigrée de l'Est (*A. tigrinum*) affiche un comportement philopatrique, selon lequel les individus retournent à leur étang natal même si d'autres milieux humides sont disponibles (Semlitsch, 1983). Schock (données inédites) a observé un comportement semblable chez des individus marqués d'une population d'*A. m. diaboli* à proximité d'Edenwold (Saskatchewan). Étant donné la tendance philopatrique de la salamandre tigrée de l'Ouest, la destruction d'un seul site de reproduction pourrait décimer une population entière.

Une structuration au sein des populations pourrait avoir lieu dans les sites fréquentés par des adultes néoténiques. En effet, ceux-ci demeurent dans leur étang à longueur d'année et sont donc capables de se reproduire au printemps, avant l'apparition des adultes métamorphiques. Ces derniers sont quant à eux les seuls individus susceptibles de se disperser et de se joindre à d'autres populations environnantes en milieux secs. En outre, les différences morphologiques entre les formes métamorphique et néoténique peuvent entraîner une divergence des habitudes d'alimentation (Denoel *et al.*, 2006, 2007) au cours de la période de reproduction, ce qui donne lieu à une ségrégation spatiale à l'intérieur d'un même étang.

Sur le plan régional, les populations de la région des montagnes du Sud de la Colombie-Britannique sont séparées géographiquement par les Rocheuses et disjointes des autres populations canadiennes de salamandres tigrées de l'Ouest (figure 1). L'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique est confinée aux bassins versants de l'Okanagan-Sud, de la Basse-Similkameen et de la rivière Kettle (figure 4). Aucun milieu propice n'existe à proximité, mais certains milieux humides et secs situés plus au nord semblent convenir à l'espèce (Ashpole, comm. pers., 2011; Sarell, comm. pers., 2011). Les déplacements des individus entre les étangs de reproduction sont de moins en moins probables à mesure que la distance entre ceux-ci augmente, et pourraient être généralement rares en raison de l'aridité de la communauté végétale des armoises et des graminées cespiteuses, qui prédomine dans les milieux secs de la région.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Legend = Légende
Western Tiger Salamander Site (breeding) = Site abritant la salamandre tigrée de l'Ouest (reproduction)
Salamander detections (non-breeding) = Détections de salamandres (non-reproduction)
Extent of Occurrence (breeding) = Zone d'occurrence (reproduction)
Extent of Occurrence (detections) = Zone d'occurrence (détections)
Area of Occupancy = Zone d'occupation
Kilometers = kilomètres

Figure 4. Répartition des occurrences de la salamandre tigrée de l'Ouest en Colombie-Britannique. La carte montre la zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation (sites de reproduction seulement; 58 mailles = 232 km^2). Carte préparée par A. Whiting.

Le reste de l'aire de répartition canadienne comprend la sous-espèce *A. m. melanostictum* en Alberta et en Saskatchewan et la sous-espèce *A. m. diaboli* en Saskatchewan et au Manitoba. Bien que ces deux sous-espèces soient reconnues, aucune étude génétique n'a été réalisée dans l'ensemble de leur aire de répartition pour définir clairement les limites génétiques de leur dispersion ou les obstacles à celle-ci. La désignation des sous-espèces est fondée sur les différences de coloration entre les populations (Irschick et Shaffer, 1997). Par ailleurs, des différences génétiques dans le génome des ranavirus (FV3 et ATV) qui infectent couramment les salamandres tigrées pourraient être utilisées pour définir des différences hôte-pathogène pouvant être associées aux barrières génétiques des populations hôtes. À ce jour, il semble cependant y avoir peu de différences génétiques chez le ranavirus ATV susceptibles de permettre de définir les obstacles au flux génétique entre les populations de salamandres (Schock *et al.*, 2009).

Unités désignables

On considère que la salamandre tigrée de l'Ouest est constituée de deux unités désignables (UD) : la population des montagnes du Sud, en Colombie-Britannique, et la population boréale et des Prairies, en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba. En Colombie-Britannique et dans les provinces des Prairies, la salamandre tigrée de l'Ouest est présente dans les aires écologiques des montagnes du Sud et des Prairies, respectivement. Ces unités représentent des expansions post-glaciaires distinctes de l'aire de répartition de l'espèce au Canada et sont séparées par les Rocheuses. On ignore s'il y a des adaptations morphologiques ou écologiques aux différents milieux qu'occupent les deux populations aujourd'hui. Il existe cependant des différences dans les utilisations des terres et les menaces auxquelles les salamandres sont exposées. La population des montagnes du Sud a précédemment été reconnue comme une UD d'après la répartition disjointe de ces individus par rapport au reste de la répartition de l'espèce au Canada (figure 1). La population boréale et des Prairies comprend deux sous-espèces, soit l'*A. m. melanostictum* et l'*A. m. diaboli*. Ces deux sous-espèces ne sont pas faciles à distinguer, et d'autres données sont nécessaires pour appuyer leur validité. Par conséquent, on les considère comme une seule et même UD dans le présent rapport. La population boréale et des Prairies, telle qu'elle a été décrite dans le rapport de situation précédent (Schock, 2001), ne comprend plus les individus présents à l'est de la rivière Rouge au Manitoba, qui sont désormais reconnus comme des salamandres tigrées de l'Est.

Importance de l'espèce

La salamandre tigrée de l'Ouest est l'une des plus grandes salamandres terrestres d'Amérique du Nord, et il s'agit de la seule espèce de salamandre en Saskatchewan et de l'une de deux espèces en Alberta. Cette espèce retient peu l'attention du public au Canada, mais le centre d'interprétation de St. Leon, au Manitoba, se concentre sur leur cycle vital. En outre, la salamandre tigrée de l'Ouest a été désignée amphibien officiel de l'État du Colorado en mars 2012 (État du Colorado, 2012).

La salamandre tigrée de l'Ouest occupe généralement le rang de prédateur supérieur dans les systèmes naturellement exempts de poissons. Dans la région des fondrières des Prairies, cette espèce peut occuper la niche écologique des poissons (Zaret, 1980; Benoy, 2008) et contrôler l'abondance des macroinvertébrés (Benoy *et al.*, 2002; Benoy, 2005, 2008), ce qui influe ensuite sur les cycles des nutriments et régularise la biomasse du phytoplancton (Holomuzki *et al.*, 1994). Les larves de salamandres transportent l'énergie de la production aquatique dans les milieux secs après leur métamorphose, et l'ampleur de ces exportations peut être importante dans les grandes populations (Gibbons *et al.*, 2006; Regester *et al.*, 2006a, b).

La salamandre tigrée est souvent utilisée comme espèce modèle pour l'élaboration et la validation d'hypothèses scientifiques sur l'évolution, l'écologie et la physiologie, en raison de sa grande taille, de sa plasticité phénotypique, de sa grande répartition géographique et de la facilité de l'élever en laboratoire. Ces mêmes caractéristiques la rendent courante dans le commerce des animaux.

RÉPARTITION

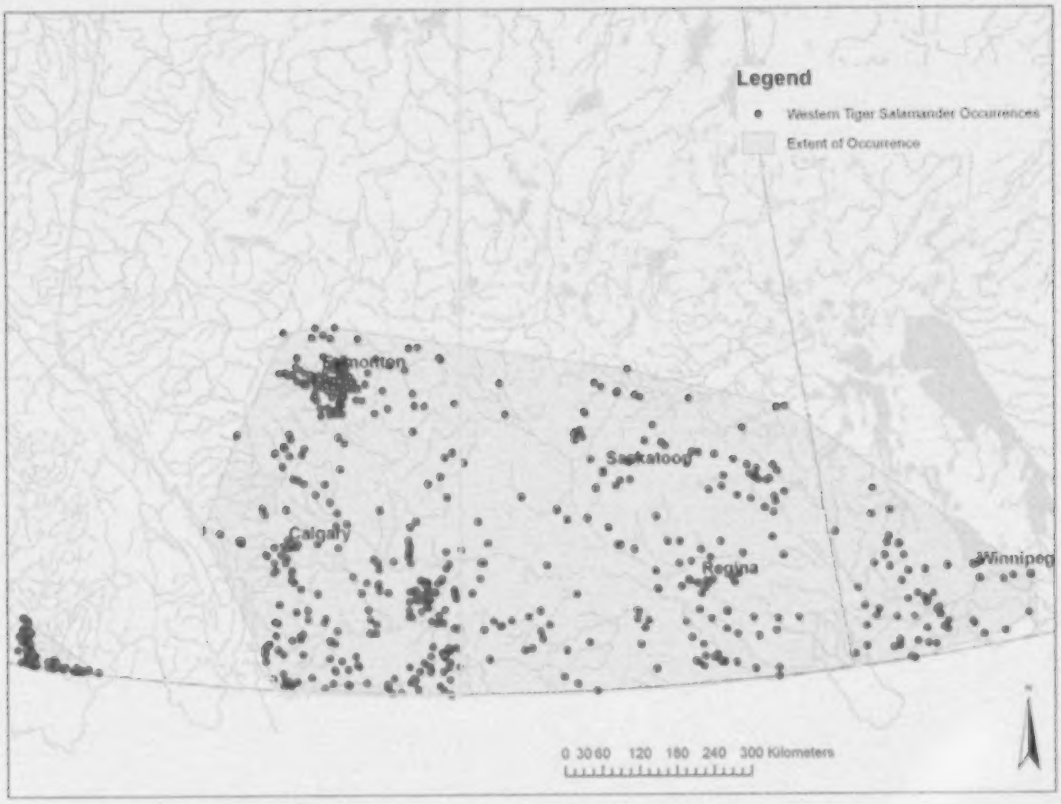
Aire de répartition mondiale

La salamandre tigrée de l'Ouest est largement répandue dans les régions arides et semi-arides de l'intérieur de l'ouest de l'Amérique du Nord (figure 1). Son aire de répartition est bordée au nord par les forêts mixte et boréale de l'Alberta et de la Saskatchewan et par les plaines boréales du Manitoba. L'extrémité orientale de l'aire de répartition de l'espèce semble se situer à la hauteur de la rivière Rouge, au Manitoba. À partir de ce point, l'aire de répartition s'étend vers le sud jusqu'au Minnesota et en Iowa, où les sous-espèces de la salamandre tigrée de l'Ouest (*A. m. diaboli* et *A. m. melanostictum,* ainsi qu'*A. m. mavortium*) sont sympatriques avec la salamandre tigrée de l'Est (Routman, 1993). La répartition exacte des sous-espèces (Shaffer et McKnight, 1996) demeure incertaine, et la carte produite par Petranka (1998) risque de changer à mesure que des études seront réalisées dans les zones de contact de l'est (Routman, 1993; LeClere, comm. pers., 2011). Dans l'est, la limite de l'aire de répartition s'étend jusqu'au Nebraska, au Kansas, en Oklahoma et au Texas, puis suit la frontière du Mexique avant de remonter vers le nord par l'Arizona en longeant le versant est des Rocheuses jusqu'en Alberta. Il existe une aire de répartition disjointe dans le nord de l'Oregon, en Idaho et dans l'État de Washington, qui s'étend jusque dans le sud de la région de l'Okanagan, en Colombie-Britannique. Il est à noter que l'imprécision de la limite entre les aires de répartition des sous-espèces complique la cartographie (Shaffer et McKnight, 1996). En outre, plusieurs sous-espèces de la salamandre tigrée de l'Ouest (habituellement l'*A. m. mavortium*) ont été introduites en Californie et dans d'autres États de l'ouest des États-Unis, car les larves de salamandre y sont parfois utilisées pour attirer les poissons. Ce facteur complique davantage la délimitation des aires de répartition de chaque sous-espèce (Fitzpatrick et Shaffer, 2004, 2007; Johnson *et al.*, 2010, 2011).

Aire de répartition canadienne

En Colombie-Britannique, la salamandre tigrée de l'Ouest est présente dans la région sèche du sud de l'intérieur de la province, au sud de Peachland. Ses populations sont éparses et isolées dans les bassins versants de l'Okanagan-Sud, de la Basse-Similkameen et de la rivière Kettle (figure 4). L'aire de répartition s'étend vers le sud jusqu'à la frontière états-unienne.

Le reste de l'aire de répartition de l'espèce est relativement ininterrompue et s'étend jusqu'à la limite nord de l'écozone des Prairies, jusqu'à la lisière des forêts de conifères continues (Cook, 1960), et comprend une large région dans les parties centrales et méridionales de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba, soit dans les prairies-parcs à trembles et les prairies à graminées courtes (figure 5). Des populations sont présentes jusqu'à une altitude de 2 800 m dans la région montagnarde de l'Alberta, à l'est des Rocheuses, dans la région de la vallée de la Bow, à proximité de Banff (Clevenger *et al.*, 2001; Fisheries and Wildlife Management Information System de l'Alberta, 2011), ainsi que dans plusieurs sites du parc national des Lacs-Waterton (Waterton Lakes National Park Wildlife Observations, 2011). Une population de l'aire naturelle Wagner, à l'ouest d'Edmonton, avait précédemment été incorrectement placée à proximité du lac des Esclaves sur les cartes (Schock, 2001). Au Manitoba, l'aire de répartition de l'espèce commence au sud de l'écozone des plaines boréales, soit du parc national du Mont-Riding et de l'extrémité sud du lac Manitoba à l'est de la rivière Rouge, près de Winnipeg, et descend vers le sud, à l'ouest de la rivière Rouge, jusqu'à la frontière avec les États-Unis. La rivière Rouge semble agir comme frontière entre l'aire de répartition de la salamandre tigrée de l'Est et celle de la salamandre tigrée de l'Ouest, mais la limite exacte est incertaine et doit être vérifiée (Ngo *et al.*, 2009). Des activités récentes ont permis de repérer des populations de salamandres tigrées de l'Est à Tolstoi, à Roseau River et à Gardenton, tous des lieux à l'est de la rivière Rouge (Collicutt, comm. pers., 2011; Manitoba Herp Atlas, 2011).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Legend = Légende
Western Tiger Salamander Occurrences = Occurrences de la salamandre tigrée de l'Ouest
Extent of Occurrence = Zone d'occurrence
Kilometers = kilomètres

Figure 5. Carte de la répartition canadienne de toutes les occurrences de la salamandre tigrée de l'Ouest montrant l'UD des montagnes du Sud (à l'ouest) et l'UD boréale et des Prairies (à l'est). La zone ombragée verte représente la zone d'occurrence totale (572 490 km^2). Carte préparée par A. Whiting.

Zone d'occurrence et zone d'occupation

Les calculs de la zone d'occurrence et de l'indice de zone d'occupation ont été réalisés au moyen du logiciel ArcGIS 10 par A. Whiting, avec l'aide de C. Nielsen, à l'Université de l'Alberta (University of Alberta).

Population des montagnes du Sud

En Colombie-Britannique, les réductions de la zone d'occupation et de la zone d'occurrence décrites dans le rapport de situation précédent (Schock, 2001) étaient inférées d'après les disparitions apparentes des sites de reproduction historiques, combinées à la perte massive d'habitat (Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team, 2008). Depuis, nos connaissances sur le nombre de sites et de populations se sont améliorées. On compte maintenant 86 sites de reproduction connus de la salamandre tigrée de l'Ouest (Species Inventory Database de la Colombie-Britannique, 2011; Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012), contre 41 auparavant (anciennement désignés comme 41 localités; Schock, 2001). Si l'on tient compte du nombre de détections d'individus non reproducteurs, il y a eu 331 mentions d'occurrence de l'espèce au cours des 10 dernières années (de 2001 à 2011). D'après les données les plus récentes, en tenant compte d'une zone tampon de 500 m autour de chaque point d'occurrence et en joignant les points dont les zones tampons se chevauchent (sites), on compte 68 sites où l'espèce a été présente à un stade vital ou un autre au cours des 10 dernières années (depuis 2001). L'augmentation du nombre de sites est attribuable à l'intensité accrue des recherches (Noble et Spendlow, 2006; Crosby, données inédites) et non à la multiplication des sites occupés.

La zone d'occurrence en Colombie-Britannique, établie d'après l'ensemble des détections au moyen de la méthode du plus petit polygone convexe, couvre 5 054 km^2 (figure 4). Le Conservation Data Centre (CDC) de la Colombie-Britannique (Stipec, comm. pers., 2012) a quant à lui établi que la zone d'occurrence totalisait 2 208 km^2 en se fondant sur un plus petit polygone convexe qui excluait la région montagneuse du nord-ouest, non propice à l'espèce. Ces deux estimations sont supérieures à la zone d'occurrence de 1 500 km^2 mentionnée dans le rapport de situation précédent (Schock, 2001); l'augmentation est attribuable à l'intensification des relevés dans les bassins versants avoisinants. L'indice de zone d'occupation (IZO), fondé sur un point établi au centre de chaque site de reproduction et sur une grille à mailles de 2 km de côté, si l'on ignore la superficie totale des plans d'eau, est de 232 km^2 (58 mailles). L'IZO atteint toutefois 464 km^2 (116 mailles) si l'on tient compte de tous les individus détectés, même dans les régions où la présence de populations reproductrices est peu probable. Le CDC de la Colombie-Britannique (Stipec, comm. pers., 2012) a calculé un IZO de 248 km^2 (62 mailles) pour la région des montagnes du Sud. Le rapport précédent établissait la zone d'occupation à 150 km^2 (Schock, 2001); l'IZO n'avait pas été calculé.

Population boréale et des Prairies

D'après les occurrences relevées, si l'on établit une zone tampon de 500 m autour de chaque point ou groupe de points d'occurrence, on constate que la population boréale et des Prairies compte plus de 597 sites connus. Cependant, certaines de ces observations datent de plus de 40 ans et pourraient ne pas être représentatives des populations existantes. En outre, aucun changement de l'aire de répartition de l'espèce au fil du temps n'a été signalé dans les provinces des Prairies, mais les relevés

systématiques sont insuffisants. Toutefois, au cours des 10 années qui se sont écoulées depuis le rapport de Schock (2001), des mentions isolées de la présence de la salamandre tigrée laissent croire que cette espèce demeure largement répandue en Saskatchewan et au Manitoba, bien que certaines populations se trouvent isolées sur le plan spatial. Seize nouveaux sites ont été ajoutés l'an dernier à un atlas herpétologique en cours d'élaboration au Manitoba (Manitoba Herp Atlas, 2011). La réalisation d'un atlas semblable en Saskatchewan est en cours depuis 2001 (Schock, 2001), mais aucun résultat n'est encore disponible. Dans cette province, la salamandre tigrée de l'Ouest persiste à l'intérieur de son aire de répartition prévue (Didiuk, comm. pers., 2011), mais, sans relevés systématiques, il est impossible d'établir si un changement de la zone d'occurrence ou de l'IZO est survenu. En Alberta, on compte plusieurs nouvelles mentions, mais certaines lacunes dans les données demeurent, particulièrement dans l'est (Fisheries and Wildlife Management Information System de l'Alberta, 2011).

La zone d'occurrence dans les provinces des Prairies est estimée à 567 437 km^2, d'après les relevés récents et les mentions historiques. Il s'agit d'une augmentation de plus de 67 000 km^2 depuis le dernier rapport de situation (Schock, 2001). Les données disponibles indiquent que 597 mailles renferment des détections ou des occurrences, ce qui permet d'établir un IZO de 2 388 km^2. Cette estimation est bien inférieure à la zone d'occupation de 50 000 km^2 mentionnée précédemment (Schock, 2001), qui pourrait avoir été inférée d'après la disponibilité de l'habitat. À cet égard, l'absence de mentions en Saskatchewan et au Manitoba ainsi que le manque de relevés ciblant particulièrement la salamandre tigrée en Alberta entraînent probablement une forte sous-estimation de l'IZO.

Activités de recherche

Des relevés systématiques de la salamandre tigrée de l'Ouest n'ont été réalisés qu'en Colombie-Britannique (Tarrangle et Yelland, 2005; Noble et Spendlow, 2006). Ces relevés ciblaient des sites historiques ainsi que de nouveaux sites dans des milieux potentiellement propices à l'espèce. En outre, des relevés régionaux des amphibiens, notamment ceux réalisés par Sara Ashpole, Christine Bishop et leurs étudiants, sont en cours dans la vallée de l'Okanagan (voir par exemple Ashpole *et al.*, 2011; de Jong, 2008). Jonquil Crosby documente actuellement la mortalité de la salamandre tigrée de l'Ouest due à la circulation routière (Ashpole, comm. pers., 2011). Ashpole *et al.* (2011) ont observé des salamandres tigrées de l'Ouest dans 8 des 96 étangs examinés de 2003 à 2006 dans les régions des basses terres et les zones agricoles du sud de la vallée de l'Okanagan. Tarrangle et Yelland (2005) ont quant à eux observé l'espèce dans 7 des 52 milieux humides qu'ils ont examinés dans le sud de l'Okanagan ainsi que dans 7 des 84 milieux humides étudiés dans les vallées de l'Okanagan, de la Similkameen et de la Kettle. Les relevés des amphibiens effectués par Mike Sarell (Ophiuchus Consulting) et par les membres de BCFrogwatch ont permis d'obtenir d'autres mentions d'occurrence de la salamandre tigrée de l'Ouest. En outre, d'autres relevés réalisés dans les régions avoisinantes ont appuyé les données révélant l'absence de cette espèce à l'extérieur de son aire de répartition connue en

Colombie-Britannique (Deguise et Richardson, 2009; Dulisse et Hausleitner, 2010; Voordouw *et al.*, 2010). En septembre 2011, il y avait 86 sites de reproduction connus de la salamandre tigrée de l'Ouest en Colombie-Britannique (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012). Le nombre de sites occupés fluctue d'une année à l'autre, mais il n'a probablement pas changé depuis les derniers relevés de 2006 (Noble et Spendlow, 2006). Compte tenu de la répartition limitée de l'espèce et des activités de recherche soutenues, l'existence d'un grand nombre de populations non découvertes au sein de l'UD des montagnes du Sud est peu probable. Certaines populations inconnues pourraient toutefois être présentes dans des méandres abandonnés situés sur des terres privées, mais la présence de poissons (indigènes et introduits) et la présence possible de ouaouarons (*Lithobates catesbeianus*) limitent cette possibilité (Ashpole, comm. pers., 2011).

Aucun relevé systématique de la salamandre tigrée de l'Ouest n'a été effectué dans les provinces des Prairies. En Alberta, la base de données du Fish and Wildlife Management Information System contient toutefois des mentions de l'occurrence de la salamandre tigrée. Cette base de données est constituée d'information fournie par des personnes possédant un permis de recherche sur les espèces sauvages, mais aussi par des groupes de volontaires, comme AVAMP (Alberta Volunteer Amphibian Monitoring Program) et RANA (Researching Amphibian Numbers in Alberta). En plus de ces réseaux de volontaires, le programme national de surveillance Frogwatch, qui cible les cris des anoures, signale occasionnellement l'occurrence de salamandres. Un programme en cours visant à échantillonner la biodiversité en Alberta au moyen de mailles de grille de 20 km^2 (Alberta Biodiversity Monitoring Institute, 2008) permettra de combler certaines lacunes dans les connaissances à l'intérieur des régions des prairies et des forêts-parcs de l'est. Les activités de recherche entreprises par des étudiants diplômés et des universitaires comprennent des relevés régionaux d'amphibiens, dont certains ont ciblé la salamandre tigrée au Manitoba (Alperyn, 2005; Benoy *et al.*, 2005, 2008). D'autres études effectuées en Alberta et en Saskatchewan comprennent des observations ponctuelles de salamandres tigrées (Puchniak, 2002; Eaves, 2004; Browne, 2010; Pagnucco, 2010; Scheffers, 2010; Anderson, comm. pers., 2011; Taylor, comm. pers., 2011). Bien que les occurrences de la salamandre tigrée en Saskatchewan et au Manitoba soient surtout fondées sur des mentions antérieures provenant de collections de musées, des observations anecdotiques indiquent que l'espèce persiste dans son aire de répartition prévue (Didiuk, comm. pers., 2011; Vanderschuit, comm. pers., 2011).

HABITAT

Exigences en matière d'habitat

La salamandre tigrée de l'Ouest est largement répandue dans divers milieux, soit les prairies, les forêts-parcs, les prés subalpins et les zones semi-désertiques des régions arides. Parmi les principales caractéristiques de l'habitat propice à l'espèce figurent les plans d'eau semi-permanents ou permanents exempts de poissons, entourés de sols sableux ou friables (Petranka, 1998). La salamandre tigrée semble aussi avoir besoin de terriers de petits mammifères pour se réfugier au quotidien ou passer l'hiver (Whiteman *et al.*, 1994; Koch et Peterson, 1995; Richardson *et al.*, 2000).

L'habitat de reproduction aquatique de l'espèce doit contenir de l'eau pendant les trois à sept mois nécessaires au développement des larves jusqu'à leur métamorphose (McMenamin et Hadly 2010). Les différences entre les hydropériodes peuvent influer sur le nombre d'individus métamorphosés qui émergent des sites de reproduction; une plus longue hydropériode donnera lieu à un plus grand nombre d'individus émergents (Richardson *et al.*, 2000; Wissinger *et al.*, 2010). De plus, de longues hydropériodes peuvent être nécessaires dans les milieux froids, en raison de la croissance lente des individus et de la prolongation de la durée nécessaire à la métamorphose dans ces conditions. Les populations néoténiques, donc aquatiques, ont besoin de plans d'eau permanents exempts de poissons prédateurs et semblent associées aux eaux froides principalement situées en milieu subalpin. La salamandre tigrée de l'Ouest tolère les milieux alcalins ou légèrement salins, comme le lac Tyrell, en Alberta, ainsi que les plans d'eau riches en nutriments (Miller et Larsen, 1986; Matsuda *et al.*, 2006).

L'habitat terrestre des adultes et des juvéniles métamorphosés comprend les prairies, les forêts ouvertes comme celles de la forêt-parc des provinces des Prairies et les steppes arbustives de la Colombie-Britannique. En outre, la salamandre tigrée de l'Ouest est présente dans les régions cultivées des provinces des Prairies. On trouve souvent des individus dans des terriers de petits mammifères ou sous des débris ou des pierres. L'étendue de l'habitat terrestre nécessaire à l'espèce varie vraisemblablement selon la configuration et la qualité de celui-ci. D'après des études radiotélémétriques, les déplacements de la salamandre tigrée de l'Ouest s'effectuent généralement dans un rayon de 250 m de l'habitat de reproduction aquatique (Richardson *et al.*, 2000; Steen *et al.*, 2006). Toutefois, on trouve parfois des individus à plus de 1 000 m du plan d'eau propice le plus proche (Sarell et Robertson, 1994). Durant la migration automnale, les biologistes sont souvent inondés d'appels de personnes affirmant que des salamandres sont tombées dans des murettes d'encadrement de soupirail, des pompes de puisard ou des piscines creusées, ou encore qu'elles ont été trouvées dans des caves (Ashpole, comm. pers., 2011; Kendall, comm. pers., 2011). L'existence de ces grands pièges-fosses urbains souligne à quel point l'habitat de la salamandre a été modifié et fragmenté. Le rôle de la fragmentation de l'habitat et l'utilisation de corridors de déplacement et de dispersion par la salamandre tigrée de l'Ouest n'ont pas été suffisamment examinés.

Tendances en matière d'habitat

La perte d'habitat se poursuit dans l'ensemble de l'aire de répartition de la salamandre tigrée de l'Ouest. En Colombie-Britannique, la majeure partie de l'habitat de l'espèce se trouve sur des terres privées, et celles-ci continuent d'être converties en terres agricoles (d'anciens vergers sont convertis en vignobles), ce qui intensifie la menace que représente la contamination des sites de reproduction par le ruissellement. On estime que, à la fin des années 1980, seulement 10 % des écosystèmes naturels du sud de la vallée de l'Okanagan demeuraient relativement non perturbés (Redpath, 1990). Environ la moitié des milieux secs et riverains a cédé sa place au développement urbain ou agricole (Cannings *et al.*, 1999), et seulement 15 % de l'habitat riverain original du fond de la vallée persiste encore (Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, 1998). La perte d'habitat causée par l'aménagement urbain et agricole continue de menacer les milieux aquatiques et terrestres de la salamandre tigrée et de perturber la connectivité de ces milieux (Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team, 2008). Plusieurs petits milieux humides ont été aménagés pour les amphibiens au cours des 5 dernières années (21 étangs, dont 4 conviennent à la salamandre tigrée; Ashpole, comm. pers., 2011), mais ceux-ci sont loin de compenser la perte de milieux humides naturels et la fragmentation de l'habitat qui caractérisent la région. La fragmentation de l'habitat est de plus en plus préoccupante en raison de l'augmentation du volume de la circulation, particulièrement dans le sud de la vallée de l'Okanagan, et du taux de mortalité élevé attribuable aux véhicules au cours de la migration de l'espèce en provenance et en direction des sites de reproduction (voir **MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS**). L'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce dans les provinces des Prairies a aussi été marqué par une perte de milieux humides à grande échelle (Millar, 1989; Watmough et Schmoll, 2007). L'assèchement et le remblayage des milieux humides se poursuivent, particulièrement en association avec l'aménagement urbain et agricole (Dahl et Watmough, 2007; Bartzen *et al.*, 2010).

La qualité et la disponibilité de l'habitat dans l'ensemble de l'aire de répartition canadienne de l'espèce sont aussi réduites par l'introduction délibérée (légale et illégale) de truites (principalement la truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*) et, plus récemment en Colombie-Britannique, d'achigans à grande bouche (*Micropterus salmoides*) et d'achigans à petite bouche (*M. dolomieu*) dans des plans d'eau auparavant exempts de grands poissons prédateurs (Carl et Guiguet, 1958; Fisheries and Wildlife Management Information System de l'Alberta, 2011; Sarell, comm. pers., 2011; Saskatchewan Fish and Wildlife, 2012). La figure 6 montre la prévalence de l'empoissonnement à des fins de pêche sportive en Alberta; une tendance similaire est évidente dans les autres provinces qui abritent la salamandre tigrée de l'Ouest. Celle-ci affiche des taux de croissance et de survie réduits en présence de poissons prédateurs (examiné dans Wind, 2005). Les populations néoténiques courent les plus grands risques à la suite de l'introduction de poissons prédateurs, car ceux-ci consomment autant les larves que les adultes (Mitchell et Prepas, 1990; Goater, comm. pers., 2011; Haag, comm. pers., 2011).

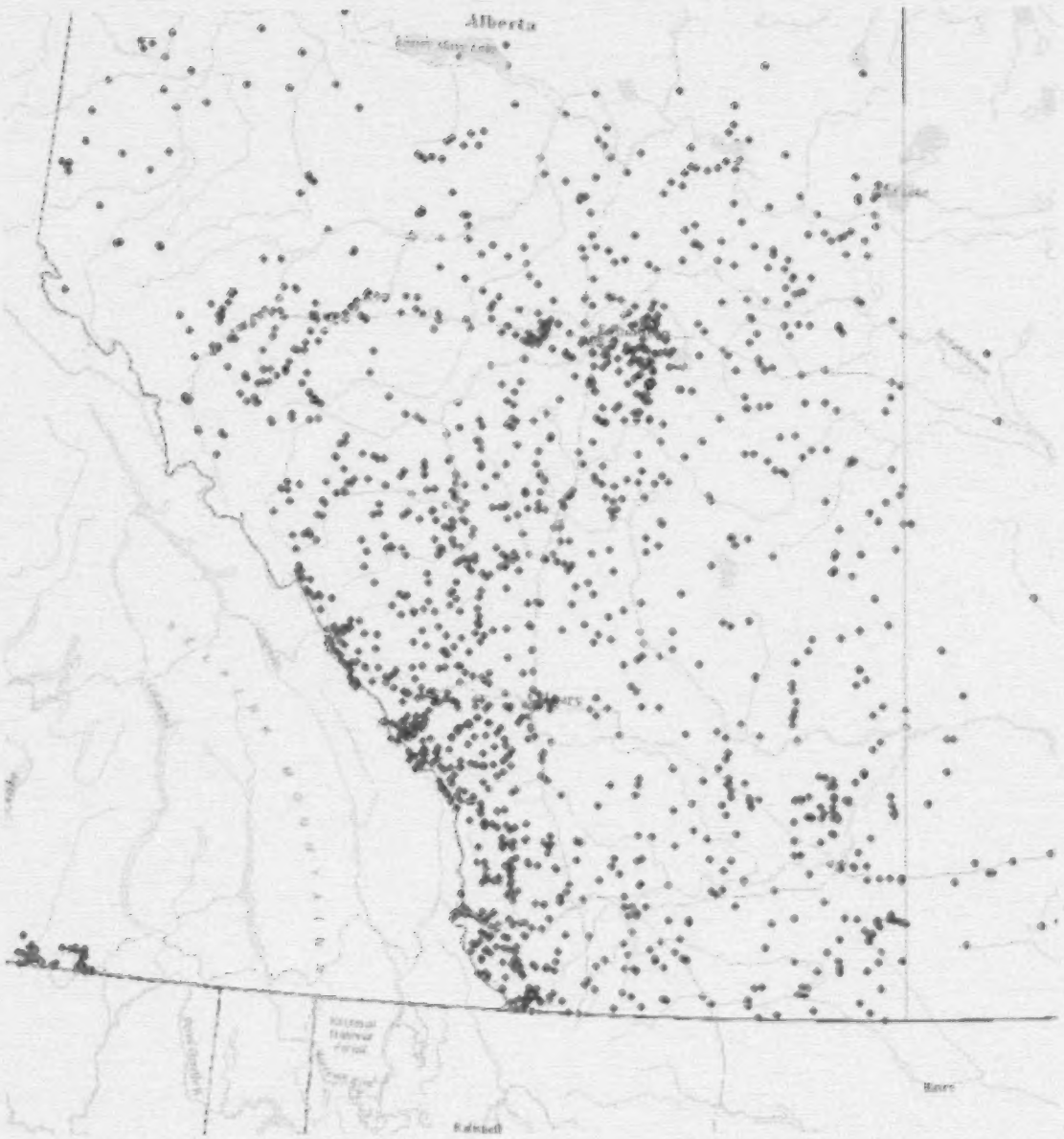


Figure 6. Répartition des plans d'eau où des poissons de pêche sportive ont été introduits en Alberta depuis 1920 (en bleu), et occurrences connues de la salamandre tigrée dans le centre et le sud de l'Alberta (en rouge). L'empoissonnement est tout aussi prévalent en Colombie-Britannique, en Saskatchewan et au Manitoba, mais les données disponibles ne permettaient pas d'établir une cartographie détaillée. Carte préparée par A. Whiting.

Bien qu'elles soient adaptées aux régions arides et semi-arides, les populations de salamandres tigrées de l'Ouest sont vulnérables aux sécheresses fréquentes et prolongées (Richardson *et al.*, 2000), comme celles qui sont prévues dans le cadre du changement climatique et qui peuvent exacerber les effets de la perte et de la fragmentation de l'habitat. Depuis 2001, il s'est produit deux grandes sécheresses (en 2003 et en 2009; Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, 2010), dont les effets ont quelque peu diminué en 2010 et en 2011 (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2012). Les hydropériodes étaient si courtes durant la dernière décennie, et les niveaux d'eau si bas, que les milieux humides autrefois réputés abriter des salamandres étaient secs durant les saisons de reproduction de 2005 et 2006 (Tarangle et Yelland, 2005; Noble et Spendlow, 2006). Les provinces des Prairies ont connu plusieurs sécheresses pluriannuelles, et la plus récente a sévi de 1999 à 2005 (Khandekar, 2004; Bonsal *et al.*, 2011; Hanesiak *et al.*, 2011). Les déficits hydriques et les courtes hydropériodes demeurent préoccupants.

BIOLOGIE

Cycle vital et reproduction

En Colombie-Britannique, les salamandres tigrées de l'Ouest se reproduisent dans des lacs et des étangs permanents ou semi-permanents, de mars à mai, peu de temps après les pluies printanières, quand les températures nocturnes atteignent 12°C (Richardson *et al.*, 2000; Sarell, comm. pers., 2011). Dans le reste de l'aire de répartition canadienne de l'espèce, la reproduction a lieu peu de temps après la débâcle des glaces, soit d'avril à mai, après les pluies printanières, dans des plans d'eau stagnants permanents ou semi-permanents où la température peut être inférieure à 10 °C (Russell et Bauer, 2000).

Les mâles peuvent être plus nombreux que les femelles dans les sites de reproduction : un rapport des sexes de 1,7:1 a été relevé en Saskatchewan et au Manitoba (Schock, comm. pers., 2011). Après la parade nuptiale, le mâle dépose au fond de l'étang un spermatophore (amas de sperme), que la femelle saisit avec son cloaque. Peu de temps après l'accouplement, la femelle pond de petits œufs (< 10 mm de diamètre), qu'elle fixe un à un ou en petits amas sur des brindilles ou des tiges de plantes émergentes, ou encore sur des pierres ou des débris à une trentaine de centimètres sous la surface de l'eau (Russell et Bauer, 2000; Sarell, 2004; Matsuda *et al.*, 2006). La taille des amas n'a pas été documentée chez les populations du Canada, mais elle varie entre un minimum de 100 œufs (Gopurenko *et al.*, 2006) et un maximum de 5 000 œufs (Bishop, 1943; Rose et Armentout, 1976) aux États-Unis, selon l'emplacement géographique et la masse corporelle de la femelle. Le temps d'éclosion dépend de la température de l'eau (Tanner *et al.*, 1971; Sever et Dineen, 1978), mais il varie habituellement de 2 à 3 semaines (Schock, 2001; Sarell, comm. pers., 2011).

Le développement des larves jusqu'à leur métamorphose exige environ de 3 à 4 mois, et dépend de la température de l'eau, de la disponibilité des aliments, de la densité des larves et de l'hydropériode de l'étang (Wilbur et Collins, 1973; Sexton et Bizer, 1978; Collins et Cheek, 1983). Des individus métamorphosés ont été observés aussi tôt que le 22 juin dans la vallée de l'Okanagan (Sarell, comm. pers., 2011), mais ils n'émergent généralement qu'en août dans la majeure partie de l'aire de répartition canadienne (Anderson, comm. pers., 2011; Collicutt, comm. pers., 2011; Didiuk, comm. pers., 2011; Sarell, comm. pers., 2011; Vanderschuit, comm. pers., 2011). La métamorphose survient quand les larves atteignent une longueur totale de 80 à 150 mm, mais elle varie en fonction des conditions de croissance (p. ex. la disponibilité des proies et la densité des larves). Dans les plans d'eau permanents exempts de poissons prédateurs de la Colombie-Britannique et de l'Alberta, on sait que les larves peuvent parfois passer l'hiver dans leur étang et émerger l'été suivant, avec une masse corporelle bien plus élevée, ou encore demeurer en milieu aquatique sous forme d'adultes néoténiques (Colombie-Britannique : Ashpole, comm. pers.; Alberta : Anderson, comm. pers., 2011; Goater, comm. pers., 2011). Chez certaines populations montagnardes d'*A. m. nebulosum* du Colorado, la métamorphose peut avoir lieu seulement au deuxième ou au troisième été. Là encore, certains individus peuvent simplement demeurer des adultes néoténiques aquatiques (Wissinger *et al.*, 1999, 2010).

Après la métamorphose, les individus migrent vers les milieux secs, où ils s'abritent dans des refuges souterrains dont ils sortent rarement durant le jour. La migration à partir des plans d'eau semble déclenchée par la pluie à la fin de l'été, quand les salamandres émergent par centaines de leur étang de reproduction (Patch et Stewart, 1934). Les individus terrestres passent habituellement l'hiver dans des terriers de petits mammifères et dans des zones forestières situées à proximité de leur habitat aquatique (Whiteman *et al.*, 1994; Koch et Peterson, 1995; Richardson *et al.*, 2000).

La prévalence de la néoténie n'a pas été examinée en détail chez les populations canadiennes, mais des cas ont été relevés dans environ cinq sites de la Colombie-Britannique (Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team, 2008), le lac Tyrell et plusieurs autres sites de l'Alberta (Cormie, 1975; Goater, comm. pers., 2011; Paszkowski, comm. pers., 2011) ainsi qu'en Saskatchewan (Didiuk, comm. pers., 2011). Aucun cas de néoténie n'a été confirmé au Manitoba, mais l'on présume que ce phénomène se produit dans le lac Ninette (Preston, 1982). La pédomorphose facultative, soit la capacité de se métamorphoser après avoir atteint la maturité sexuelle, peut avoir lieu au cours des épisodes de sécheresse. Cependant, les populations néoténiques risquent de disparaître dans de telles conditions en raison de l'assèchement de leur habitat aquatique.

Survie et durée d'une génération

La salamandre tigrée de l'Ouest est une espèce à « stratégie r » de survie : beaucoup d'œufs sont produits, mais le taux de mortalité des larves est élevé (Pfennig *et al.*, 1991). Le potentiel reproducteur élevé de la salamandre tigrée lui permet d'exploiter rapidement les plans d'eau récemment formés (Sarell, 1996). La survie de l'espèce jusqu'à sa métamorphose peut être très variable selon la densité des larves, la présence de formes cannibales, la disponibilité des aliments et l'hydropériode (Wissinger *et al.*, 2010). Le taux de survie très variable des larves entraîne des pics de recrutement qui peuvent varier énormément d'une année à l'autre, ce qui mène à de grandes fluctuations pluriannuelles de la taille de la population d'adultes.

Le taux de survie inféré à l'hiver est faible pour les jeunes de l'année, d'après le grand nombre d'individus métamorphiques observés à l'automne et le faible nombre qui retourne dans leur milieu humide au printemps suivant, dans une année donnée (Richardson *et al.*, 2000; Wissinger *et al.*, 2010; Schock, comm. pers., 2011). La durée nécessaire à l'atteinte de la maturité sexuelle varie dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, particulièrement dans les régions montagnardes, et peut atteindre de un à quatre ans (Webb et Roueche, 1971; Wissinger *et al.*, 1999, 2010). Plus au sud, aux États-Unis, des individus de l'espèce *A. tigrinum* peuvent retourner dans leur milieu humide pour se reproduire au cours de l'année suivant leur éclosion, mais il est plus probable qu'ils reviennent au cours de leur deuxième année de vie (Semlitsch, 1983). Les femelles peuvent atteindre la maturité plus tard que les mâles (Schock, données inédites) et s'accoupler chaque année ou aux deux ans, selon le climat et leurs réserves énergétiques (Bailey *et al.*, 2004; Church *et al.*, 2007).

Le taux de survie des adultes au sein de trois populations états-uniennes d'*A. tigrinum* a été estimé à 0,85 sur 4 ans, mais ce taux variait selon l'année et le site (le taux de survie annuel des femelles s'établissait entre ~0,51 et 1,00; Church *et al.*, 2007). La salamandre tigrée de l'Ouest vit longtemps, et l'on a enregistré des durées de vie maximales de 16 (Russell et Bauer, 2000) à 25 ans (Tyning, 1990). Cependant, si l'on tient compte d'un taux de survie constant chaque année, la probabilité que des individus atteignent un âge de 16 ans s'élève à 7 %; leur occurrence est donc rare. Schock (2001) a relevé la présence d'individus d'au moins 5 ans au sein d'une population de la Saskatchewan, mais une étude squelettochronologique réalisée sur les populations d'adultes néoténiques et d'adultes terrestres n'a permis de repérer aucun individu de plus de 6 ans (Allison, données inédites citées dans Schock, 2001).

La durée d'une génération, fondée sur la moyenne harmonique du taux de survie, est de 6,3 à 8,3 ans selon le calcul suivant : âge de la maturité + (1 / taux de mortalité annuelle), où l'âge de la maturité est de 1 à 3 ans et le taux de mortalité annuelle est de 0,19 (d'après Church *et. al.*, 2007 pour l'*A. tigrinum*). Le taux de mortalité s'élevait toutefois à 0,45 pour les années exceptionnellement sèches; dans ce cas, la durée d'une génération serait de 3,2 à 5,2 ans selon la même équation. Une durée de génération de 5 à 6 ans a été utilisée dans le présent rapport.

Physiologie et adaptabilité

En grande partie grâce à sa nature fouisseuse et à son utilisation de refuges souterrains, la salamandre tigrée de l'Ouest est capable de s'adapter aux milieux secs. Cette salamandre est active dans les terriers, qu'elle utilise pour s'alimenter et assurer la thermorégulation sous la surface du sol (Sarell, comm. pers., 2011). Toutefois, en l'absence de terriers ou de sols friables dans lesquels elle peut creuser, cette salamandre évite les milieux susceptibles d'accroître son taux de dessèchement (Cosentino *et al.*, 2011). La salamandre tigrée de l'Ouest peut être présente dans les régions urbaines, où elle a été observée dans les jardins, les caves en terre et les fosses septiques (Ashpole, comm. pers., 2011; Kendall, comm. pers., 2011); ce nouvel habitat peut représenter un refuge ou un piège pendant la migration.

On sait que les larves et les adultes occupent des eaux saumâtres et alcalines, et on les observe dans des eaux dont la conductivité est supérieure à 12 000 $\mu S\ cm^{-1}$ (Deutschmann et Peterka, 1988) et où la quantité de matières dissoutes totales est supérieure à 7 000 mg/L (Mitchell et Prepas, 1990). La salamandre tigrée de l'Ouest tolère également les conditions acides, avec un taux de mortalité des œufs de 50 % à un pH de 4,2 (Whiteman *et al.*, 1995). Elle peut se reproduire dans des eaux subalpines comme dans des eaux plus chaudes, par exemple dans la région des fondrières des Prairies. Même si cette espèce tolère un grand éventail de conditions aquatiques, les grandes réductions de la durée des hydropériodes causées par la sécheresse lui sont nuisibles, et peuvent limiter le recrutement des jeunes ou entraîner un échec total de la reproduction (Richardson *et al.*, 2000; Wissinger *et al.*, 2010).

Déplacements et dispersion

La migration en vue de la reproduction a lieu au printemps et semble synchronisée; les adultes des deux sexes arrivent à quelques jours d'intervalle, par temps pluvieux et relativement chaud (Richardson *et al.*, 2000; Wissinger *et al.*, 2010; Sarell, comm. pers., 2011). Les migrations d'automne, semblables à celles du printemps, sont associées à la pluie; la température agit moins sur le déclenchement de la migration d'automne que sur celui de la migration du printemps (Patch et Stewart, 1934; Richardson *et al.*, 2000). Les migrations d'individus récemment métamorphosés sont couramment observées dans les Prairies durant la mi-août (Didiuk, comm. pers., 2011; Kendall, comm. pers., 2011; Vanderschuit, comm. pers., 2011).

En Colombie-Britannique, des adultes munis de radioémetteurs se sont rarement aventurés à plus de 250 m du milieu humide où ils avaient été capturés, et leurs déplacements ne semblaient pas être affectés par les terres agricoles avoisinantes (Richardson *et al.*, 2000; Steen *et al.*, 2006). Les déplacements quotidiens de la salamandre tigrée de l'Ouest sont généralement limités à un rayon de 5 m et concentrés autour de terriers abandonnés (Richardson *et al.*, 2000). Certaines mentions anecdotiques indiquent toutefois la présence d'individus jusqu'à 3 km du milieu humide le plus proche (Sarell et Robertson, 1994). Des études de marquage-recapture effectuées aux États-Unis révèlent que les juvéniles sont plus susceptibles de se disperser que les adultes (jusqu'à 20 % des juvéniles contre 3 à 6 % des adultes se déplaceraient entre les milieux humides au cours d'une année donnée; Church et Wilbur, données inédites citées dans Church *et al.*, 2007). Denoel *et al.* (2007) ont signalé des taux de dispersion entre les étangs d'une année à l'autre de 40 % pour les *A. m. nebulosum* adultes, en examinant un ensemble de 8 étangs séparés par une distance maximale de 100 m. D'après une analyse des microsatellites réalisée dans le parc national Yellowstone, les milieux riverains et ouverts favoriseraient le flux génétique, tandis que l'altitude et la distance du milieu humide le plus proche (moyenne de 21,8 km, plage de 0,5 à 53 km pour n = 10 étangs) réduiraient les échanges génétiques (Spear *et al.*, 2005; McMenamin et Hadly, 2010).

Relations interspécifiques

La salamandre tigrée est un prédateur opportuniste et, dans le cadre de certaines études, le contenu de l'estomac de spécimens recueillis correspondait à la diversité des invertébrés présents dans leur milieu aquatique, échantillonnés à l'aide de filets (Wissinger *et al.*, 1999). Dans d'autres études, toutefois, les larves affichaient une préférence pour certains taxons (Leff et Bachman, 1986; Zerba et Collins, 1992). Le régime alimentaire de la salamandre tigrée au stade larvaire varie d'un site à l'autre, mais il est principalement constitué d'invertébrés aquatiques comme les diptères, les ostracodes, les gastropodes, les odonates et d'autres organismes benthiques tels que les larves d'éphémères (Holomuzki *et al.*, 1994; Johnson *et al.*, 2003; Benoy, 2008). Il peut aussi inclure des proies plus grandes, comme des larves d'anoures (Loeb *et al.*, 1994), des macroinvertébrés plus gros (Alperyn, 2005; Benoy, 2005, 2008) ainsi que d'autres larves de salamandres, y compris d'autres salamandres tigrées.

La salamandre tigrée aux stades adulte et larvaire est décrite comme un prédateur vorace pour les amphibiens (Ferrari et Chivers, 2008, 2009) et les autres proies peuplant son habitat aquatique (Benoy, 2005, 2008). Les individus néoténiques présentent toutefois un régime alimentaire différent de celui des adultes métamorphiques durant la saison de reproduction (Denoel *et al.*, 2007). Dans les étangs exempts de poissons, les larves peuvent jouer le rôle de prédateurs de niveau trophique supérieur, rôle qui revient habituellement aux gros poissons prédateurs (Zaret, 1980) : elles réduisent l'abondance des invertébrés, ce qui accroît la quantité de phytoplancton (Holomuzki *et al.*, 1994). Les larves peuvent réduire la densité de plusieurs taxons d'invertébrés et entrer en compétition avec les canards barboteurs dans les milieux humides exempts de poissons des fondrières des Prairies (Benoy

et al., 2002; Benoy, 2005). Si la densité des larves de salamandres a été corrélée de manière positive à l'occurrence des canards plongeurs, elle l'a été de manière négative à la répartition des canards barboteurs dans les milieux humides et entre ceux-ci (Benoy *et al.*, 2002). De plus, le régime alimentaire de la salamandre tigrée de l'Ouest chevauche énormément celui de certaines espèces de poissons introduits, comme la truite arc-en-ciel (Olenick et Gee, 1981). D'ailleurs, on sait que les salamandres tigrées peuvent nuire à la pisciculture dans les étangs artificiels en livrant compétition aux poissons pour les ressources alimentaires, réduisant la croissance de ces derniers (Schock, 2001).

En présence d'invertébrés prédateurs, les larves de salamandres tigrées de l'Ouest affichent une réduction de leur activité et de leur masse ainsi qu'un épaississement de leur nageoire caudale (Storfer et White, 2004). Une nageoire plus épaisse permet aux larves d'échapper plus rapidement aux prédateurs naturels sur de courtes distances (Fitzpatrick *et al.*, 2003). Parmi ces prédateurs naturels figurent les invertébrés qui chassent à l'affût, comme les nymphes de libellules, les dytiques et les léthocères (famille des Bélostomatidés) (Fitzpatrick *et al.*, 2003). Quant aux prédateurs de passage qui peuvent avoir de graves répercussions sur les populations de larves, ils comprennent les pélicans, les hérons et les grues. L'introduction de poissons prédateurs représente un facteur essentiellement nouveau dans les systèmes naturellement exempts de poissons où vit la salamandre tigrée de l'Ouest. Le réflexe de fuite rapide des larves de salamandres n'est pas efficace et ne leur permet pas d'échapper aux prédateurs actifs tels que les poissons (par exemple, la truite et l'achigan), ce qui peut rendre l'espèce extrêmement vulnérable aux introductions de poissons (Semlitsch, 1987; Sepulveda et Lowe, 2011).

Il semble que la salamandre tigrée de l'Ouest soit associée à la présence de petits mammifères fouisseurs. En Colombie-Britannique, Sarell (comm. pers., 2011) a avancé que la répartition de cette salamandre correspondait à la présence du gaufre gris (*Thomomys talpoides*). L'éradication des spermophiles et des gaufres sur les terres agricoles pourrait limiter la dispersion de l'espèce et réduire le nombre de sites d'hivernage disponibles pour celle-ci dans certaines zones localisées (Kendall, comm. pers., 2011; Sarell, comm. pers., 2011).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Au Canada, peu d'études portent sur l'évaluation de l'abondance de la salamandre tigrée de l'Ouest. Une étude a été réalisée par Cam Goater à proximité de Crow's Nest Pass, et une autre, par John Richardson et ses collègues dans les environs du lac White, en Colombie-Britannique. Dans la plupart des études, on a simplement noté la présence de l'espèce ou échantillonné des individus en vue de détecter des agents pathogènes, sans évaluer la densité des populations (Schock *et al.*, 2009).

Pour détecter la salamandre tigrée de l'Ouest, on a le plus souvent recours à la senne de plage et aux clôtures de déviation terrestres combinées à des pièges-fosses. Parmi les autres méthodes utilisées, on compte les nasses à vairon et d'autres types de pièges-entonnoirs aquatiques, qui permettent de capturer des larves et même des salamandres adultes. La pêche à l'épuisette s'est avérée inefficace pour la capture ou l'évaluation de la densité des salamandres tigrées (Donald, comm. pers., 2011). En outre, des relevés routiers nocturnes sont souvent réalisés en Colombie-Britannique (Sarell, comm. pers., 2011).

Les seules données disponibles sur les tendances récentes du nombre relatif d'individus proviennent de relevés visant à déterminer la mortalité routière effectués en Colombie-Britannique (Crosby, données inédites; Sarell, comm. pers., 2011). Très peu d'études ciblant la salamandre tigrée de l'Ouest au Canada ont été assez longues pour définir les tendances liées à la taille des populations. En effet, la plupart des études durent rarement plus de deux ans (Richardson *et al.*, 2000 et données inédites). Des études occasionnelles à court terme visant d'autres amphibiens ont cependant permis d'établir l'abondance relative ou l'occurrence de la salamandre tigrée (Puchniak, 2002; Eaves, 2004; Pagnucco, 2010).

Abondance

Les effectifs de salamandres tigrées de l'Ouest en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba sont inconnus. En effet, aucune base de données officielle en Saskatchewan ou au Manitoba n'assure le suivi des mentions d'occurrence de l'espèce. Cependant, les processus de signalement et de suivi sont en cours de modification dans les deux provinces (Keith, comm. pers., 2011).

En Colombie-Britannique, les étangs de reproduction peuvent contenir des centaines d'individus au cours des années favorables, mais les estimations issues des relevés par pièges-fosses et clôtures de déviation effectués autour des étangs indiquent que ce nombre peut chuter bien en deçà de 100 adultes d'une année à l'autre (Richardson *et al.*, 2000 et données inédites pour 5 sites de reproduction dans la région du lac White, où des pièges ont été installés durant 2 ans au printemps et 3 ans à l'automne). Le nombre de juvéniles émergeant des étangs variait grandement entre les sites et les années, et se situait dans une plage de 7 200 à 200 individus.

Le Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique (2012) soutient qu'il y aurait de 2 500 à 10 000 adultes dans la population des montagnes du Sud de la Colombie-Britannique, mais aucune estimation précise n'est disponible. Si l'on présume qu'il y a 86 sites de reproduction et que chaque site abrite 100 adultes, on peut affirmer que la taille totale de la population s'élève à quelque 8 600 adultes. Cependant, ce nombre pourrait être plus élevé à la suite d'années humides favorables à la reproduction; il pourrait aussi être beaucoup plus faible au cours des années suivant les sécheresses pluriannuelles prolongées. En effet, celles-ci peuvent fortement réduire la taille des populations reproductrices en raison du faible recrutement d'individus de sites s'étant asséchés avant la fin du développement et n'ayant pas produit de jeunes.

Tendances des populations

En Saskatchewan et au Manitoba, les changements dans les effectifs et les tendances des populations de salamandres tigrées ne sont pas documentés. Dans le sud de l'Alberta, les relevés de larves menés sans succès dans les plans d'eau à proximité de Lethbridge laissent croire que l'espèce a disparu de certains sites qu'elle occupait auparavant (Goater, comm. pers., 2011). L'espèce n'est présente que sur un seul des sept sites surveillés par RANA en Alberta, soit dans les collines Cypress, où les amphibiens ont fait l'objet d'activités de surveillance de 1998 à 2006. La population pourrait être en déclin, mais le nombre d'adultes, faible et variable, complique l'observation des tendances. Si l'on tient compte du long historique (depuis le début du XX^{e} siècle) et de l'usage répandu de l'empoissonnement dans les Prairies, on peut conclure que les populations de salamandres pourraient avoir subi un déclin similaire au Manitoba. Parmi les autres facteurs de déclin possibles, on compte l'émergence du virus de l'*Ambystoma tigrinum*, associé à des cas de mortalité massive à l'échelle locale.

En Colombie-Britannique, les populations sont de plus en plus limitées aux milieux humides temporaires, car les plans d'eau remplis à longueur d'année sont désormais occupés par des poissons introduits (truites et achigans à grande et à petite bouche; Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012). À cet égard, les sites où les salamandres peuvent avoir persisté après l'introduction de truites risquent vraisemblablement d'être perdus après l'introduction d'achigans (Sarell, comm. pers., 2011). Des carassins (*Carassius carassius*) ont été introduits dans certains plans d'eau non convenables à l'empoissonnement, et des observations anecdotiques indiquent que ces poissons pourraient y avoir limité ou éliminé complètement le recrutement des

salamandres (Ashpole, comm. pers., 2011). Ashpole *et al.* (2011) ont signalé la disparition de la salamandre tigrée après 2003 dans un étang de reproduction surveillé de 2003 à 2005. On n'en connaît pas les causes, mais celles-ci pourraient inclure le ruissellement provenant des zones agricoles environnantes, l'introduction de carassins ou la maladie.

Des épisodes de mortalité massive des larves de salamandres tigrées de l'Ouest ont lieu à l'occasion à cause de l'assèchement des étangs. Les sécheresses survenues récemment en Colombie-Britannique et dans l'État de Washington ont freiné la formation normale de milieux humides où des salamandres avaient précédemment été observées (Dyer, comm. pers., 2011; Hallock, comm. pers., 2011; Sarell, comm. pers., 2011). Dans certains cas, d'autres plans d'eau permanents sont situés à proximité, mais ils contiennent des poissons prédateurs indigènes ou introduits (truites et achigans). Ce facteur limite les populations et peut enrayer leur rétablissement. Les prévisions actuelles du changement climatique indiquent une réduction des précipitations dans les régions des prairies et des forêts-parcs de l'Alberta et de la Saskatchewan (Hogg et Hurdle, 1995; Frelich et Reich, 2010), ce qui pourrait se traduire par une perte supplémentaire d'habitat pour la salamandre tigrée de l'Ouest et, par conséquent, par des déclins démographiques.

En Colombie-Britannique, seules quelques occurrences (un à trois) sont cotées comme hautement viables (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2006). Bien qu'aucune analyse officielle de la viabilité des populations n'ait été effectuée, pratiquement aucune population n'est à l'abri des répercussions de l'introduction de poissons prédateurs, de la mortalité routière ou de l'abaissement des niveaux d'eau à un point tel que les longues périodes de sécheresse freinent la reproduction (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012). Le lac White, où la salamandre tigrée avait été examinée à la fin des années 1990, est sec depuis 2000 (Dyer, comm. pers., 2012).

Fluctuations des populations

L'effectif d'amphibiens qui se reproduisent dans les étangs fluctue souvent d'une année à l'autre ou de manière pluriannuelle (Green, 2003). À cet égard, on s'attend à ce que la taille des populations de la salamandre tigrée de l'Ouest fluctue de la même manière que celle des salamandres tigrées présentes dans d'autres régions (Pechmann *et al.*, 1991; Semlitsch *et al.*, 1996; Trenham *et al.*, 2000), mais aucune étude à long terme de cette espèce n'a été réalisée au Canada. Les fluctuations du nombre de larves émergeant des milieux humides sont remarquables, mais constituent de faibles indicateurs de la taille des populations d'adultes (Semlitsch, 1983). Richardson *et al.* (données inédites) ont constaté que la population de salamandres tigrées de l'Ouest du lac White, en Colombie-Britannique, était passée de 259 adultes au cours d'une année à 98 l'année suivante. En effet, un échec de reproduction complet avait eu lieu au cours des 3 années subséquentes en raison des conditions sèches. De telles fluctuations de la taille des populations reproductrices peuvent, du moins partiellement, refléter une réduction de l'activité reproductrice au cours de certaines années en réaction à des

conditions non favorables, plutôt que des fluctuations réelles du nombre d'adultes. Toutefois, on s'attend à ce que la tendance de reproduction par pics qui résulte de ces conditions contribue à des fluctuations du nombre d'adultes puisque le nombre de recrues dans la population d'adultes varie de manière pluriannuelle. Les épisodes de bas niveau de la nappe phréatique qui ont été observés pourraient résulter de cycles d'oscillation des régimes météorologiques, comme l'oscillation décennale du Pacifique ou El Niño/oscillation australe (ENSO), auquel cas la taille des populations de salamandres tigrées de l'Ouest qui dépendent des milieux humides pourrait afficher des tendances à long terme correspondantes (Richardson, 2002). Comme il peut se produire un échec complet de la reproduction au cours des années de sécheresse et qu'on prévoit que les épisodes pluriannuels de sécheresse associés à l'assèchement des étangs deviendront plus fréquents dans les milieux arides occupés par les salamandres, les fluctuations de la taille des populations devraient se produire simultanément sur de grandes superficies. Le synchronisme des fluctuations pourrait s'appliquer particulièrement à la population des montagnes du Sud, qui occupe une aire géographique relativement petite subissant des régimes météorologiques similaires.

Wissinger *et al.* (2010) ont enregistré des fluctuations importantes du nombre d'*A. m. nebulosum* sur une période de 20 ans dans un site du Colorado, soit de 200 à 3 000 individus (tous stades vitaux confondus). Le nombre d'adultes néoténiques est passé de 200 à près de 1 400 en une année, tandis que les déclins au sein de la même population dépassaient rarement 50 %. En outre, une fluctuation de près d'un ordre de grandeur a été observée chez une population d'*A. tigrinum* de la Caroline du Sud sur une période de 12 ans (Pechmann *et al.*, 1991; Semlitsch *et al.*, 1996). Dans un site de reproduction de l'*A. californiense*, salamandre tigrée qu'on retrouve en Californie, le nombre de femelles adultes a varié d'un ordre de grandeur (de 16 à 140 individus; Trenham *et al.*, 2000); une tendance similaire a été observée dans un autre site, 200 km au nord (Loredo et Van Vuren, 1996). On ignore cependant si ces résultats s'appliquent à la salamandre tigrée de l'Ouest et aux populations canadiennes.

Fragmentation des populations

L'existence d'une fragmentation marquée de la population des montagnes du Sud peut être inférée d'après : a) la fragmentation naturelle des milieux et des sites de reproduction propices; b) l'exacerbation de cette fragmentation par les activités et aménagements humains, dont les routes dans l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique, particulièrement dans la zone principale du sud de la vallée de l'Okanagan; c) la viabilité douteuse des populations dans la plupart des sites de reproduction en raison des menaces que représentent les poissons introduits, les routes et/ou les faibles niveaux d'eau. En Colombie-Britannique, la plupart des 86 sites de reproduction connus sont situés à l'intérieur d'un habitat fragmenté, dans le sud de la vallée de l'Okanagan, où la fragmentation et la perte de l'habitat se poursuivent à un rythme effréné. Tous les sites de reproduction sont situés à moins de 700 m d'une route principale ou secondaire, et le nombre de routes et d'aménagements dans l'habitat des hautes terres peut nuire à la migration entre les milieux terrestres et aquatiques. Si l'on

examine la distance la plus courte entre deux sites de reproduction donnés, on obtient une moyenne de 5,2 km entre les milieux humides (plage de 131 m à 10,2 km). Ces distances sont supérieures aux déplacements habituels des salamandres tigrées de l'Ouest entre les sites (voir **Déplacements et dispersion**). Les sites de reproduction sont non seulement éloignés les uns des autres, mais ils sont aussi séparés par des plans d'eau qui abritent des poissons prédateurs et par des zones de développement urbain et agricole. La viabilité de chacune des populations est inconnue, mais l'on présume que bon nombre d'entre elles sont petites et en déclin. Le CDC de la Colombie-Britannique a déterminé que seulement 1 à 3 des 48 sites de reproduction cartographiés contenaient des populations hautement viables. Cette évaluation était basée sur les conditions de l'habitat déterminées d'après la méthode de cotation des occurrences de NatureServe (Gelling, comm. pers., 2012). Bien que l'évaluation n'ait ciblé qu'environ la moitié des 86 sites connus, il est peu probable qu'il y ait actuellement plus de 40 sites de reproduction (50 %) hautement viables, compte tenu des menaces soutenues que posent les routes, les faibles niveaux d'eau, les poissons et d'autres sources. Comme l'on prévoit une augmentation des sécheresses et l'assèchement des sites de reproduction sur plusieurs années, phénomène par ailleurs déjà en cours, on s'attend à ce que la persistance des populations locales soit difficile. Par exemple, le lac White, aire partiellement protégée où une population de salamandres tigrées a été examinée à la fin des années 1990 (Richarson *et al.*, 2000), est sec depuis 10 ans (Dyer, comm. pers., 2012).

À l'intérieur de l'UD boréale et des Prairies, on pense que les populations de salamandres tigrées de l'Ouest pourraient aussi être fragmentées, mais une forte incertitude persiste à cause des lacunes dans les données sur l'aire de répartition et l'effectif de l'espèce dans la région. Compte tenu du grand territoire occupé par l'espèce, il est peu probable que les fluctuations pluriannuelles soient synchronisées dans l'ensemble de l'aire de répartition.

Immigration de source externe

La dispersion des salamandres tigrées provenant de populations des États-Unis jusque dans le sud de la Colombie-Britannique est possible, mais peu probable. En effet, pour qu'une telle immigration s'accomplisse à partir des États-Unis, les individus devraient se déplacer sur des distances supérieures à la normale, à travers un paysage montagneux et sec. La population de salamandres tigrées la plus proche se trouve à 17 km au sud-ouest d'Oroville, dans l'État de Washington, soit à une distance supérieure à 20 km. Par ailleurs, la présence de la population d'Oroville a été confirmée pour la dernière fois en 1999 (Hallock, comm. pers., 2011). En outre, aucune immigration de source externe n'est possible dans la population des montagnes du Sud à partir de la population boréale et des Prairies, car ces deux populations sont séparées par les Rocheuses et plusieurs centaines de kilomètres de terrain rocheux inhospitalier.

La connectivité est probable entre les populations des provinces des Prairies et celles de régions états-uniennes adjacentes. Cependant, on en sait trop peu sur l'état des populations de salamandres des deux côtés de la frontière pour réaliser une évaluation précise du potentiel d'immigration de source externe.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

La salamandre tigrée de l'Ouest fait face aux mêmes pressions et menaces que les autres amphibiens à cycle vital biphasique, notamment la perte et la fragmentation de l'habitat. En outre, les besoins des adultes terrestres sont différents de ceux des individus en cours de développement aquatique. Le calculateur des menaces de l'UICN a été appliqué à la population des montagnes du Sud et à la population boréale et des Prairies de la salamandre tigrée de l'Ouest au cours de téléconférences distinctes auxquelles ont pris part des spécialistes de l'espèce et le rédacteur du présent rapport, ainsi que des représentants du gouvernement de la Colombie-Britannique qui connaissent l'espèce et les tendances en matière d'habitat de la population des montagnes du Sud. L'impact global des menaces, calculé pour les deux populations, est « très élevé – élevé » (annexes 1 et 2). En ce qui concerne la population des montagnes du Sud, les principales menaces relevées sont les « corridors de transport et de service », principalement les « routes et voies ferrées ». Par contre, chez la population boréale et des Prairies, la plus grande menace est la « modification du système naturel », principalement dans la catégorie « barrages, gestion et utilisation de l'eau ». Voici une description des principales menaces.

Perte, conversion et fragmentation de l'habitat

Les changements de l'habitat et le remblayage des milieux humides continuent de toucher les populations locales dans l'ensemble de l'aire de répartition de la salamandre tigrée de l'Ouest. Le remblayage des étangs de reproduction est particulièrement dommageable pour l'espèce et peut entraîner une perte rapide de populations locales. Dans les paysages aménagés, les routes migratoires en milieu sec peuvent être perturbées, et les refuges peuvent être éliminés ou dégradés. Sur les terres agricoles et les pâturages, la compaction des sols et l'éradication des petits mammifères fouisseurs (espèces des genres *Thomomys* et *Spermophilus*) peuvent réduire le nombre de refuges terrestres et de sites d'hivernage de la salamandre tigrée de l'Ouest (Ashpole, comm. pers., 2011).

Dans l'aire de répartition de la population des montagnes du Sud, la conversion des terres en complexes résidentiels, en vergers et en vignobles est répandue et continue de dégrader l'habitat des salamandres (Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team, 2008). L'intensification de l'urbanisation est surtout frappante dans la vallée de l'Okanagan, où les populations se trouvent à proximité d'habitations humaines et de voies routières. La salamandre tigrée de l'Ouest peut persister et continuer à migrer dans les milieux urbains, mais certains individus risquent d'être piégés dans les habitations (pompes à puisard et caves) ou de tomber dans des piscines et, donc, d'être éliminés de la population reproductrice (Ashpole, comm. pers., 2011).

À l'intérieur de l'aire de répartition de la population boréale et des Prairies, principalement en Alberta et, dans une moindre mesure, en Saskatchewan et au Manitoba, il s'est produit une transition des pâturages et des petites fermes vers des exploitations agricoles à grande échelle ainsi qu'une conversion de l'habitat en vue d'accommoder la croissance des populations urbaines et l'expansion des projets pétroliers et gaziers (Rashford *et al.*, 2011; Statistique Canada, 2012). On s'attend à ce que le remblayage continu des milieux humides dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce (Dahl et Watmough, 2007; Bartzen *et al.*, 2010) accentue la fragmentation des populations à l'échelle régionale ainsi que l'isolement des petites populations, limitant ainsi la persistance à long terme (Trenham et Shaffer, 2005). La gestion et l'utilisation de l'eau ont lieu dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce dans les Prairies, car tous les types d'agriculture nécessitent une telle gestion. Certaines répercussions pourraient être positives (excavation d'étangs), mais la plupart sont probablement négatives et découlent des variations d'hydropériodes dans les sites de reproduction et des perturbations de l'habitat riverain. La salamandre tigrée continue de persister dans certains milieux urbains (par exemple, à proximité d'Edmonton; Paszkowski, comm. pers., 2011), mais la viabilité à long terme de ces populations est inconnue.

Mortalité routière

La salamandre tigrée de l'Ouest est vulnérable à la mortalité routière dans les régions où les routes traversent les couloirs de migration en direction et en provenance des sites de reproduction. En effet, les réductions des populations d'amphibiens ont été corrélées à l'augmentation de la circulation (Fahrig *et al.*, 1995; Clevenger *et al.*, 2003, particulièrement pour l'*A. m. melanostictum*). L'aménagement de ponceaux et d'autres passages inférieurs peut aider à réduire la mortalité routière (Pagnucco *et al.*, 2011), mais celle-ci demeure non atténuée sur la grande majorité des routes.

Au sein de la population des montagnes du Sud, tous les sites de reproduction connus de la salamandre tigrée de l'Ouest sont situés à moins de 750 m de routes (d'après les calculs fondés sur des cartes TRIM d'Orville Dyer, du ministère de l'Exploitation des ressources naturelles [Ministry of Natural Resource Operations] de la Colombie-Britannique). L'expansion récente de l'autoroute 97 pour en faire une route à 4 voies (Transports Canada, 2012), qui visait à accommoder la croissance des populations humaines et les visiteurs des vignobles, a accru le trafic et la menace que représente la mortalité routière pour les salamandres en migration. La circulation dans le sud de l'Okanagan, sur l'autoroute 97, atteint quelque 6 000 à 24 000 véhicules par jour entre avril et septembre, période où les salamandres tigrées sont les plus actives (4 à 16 véhicules par minute; Ministry of Transportation and Highways de la Colombie-Britannique, 2012). À cet égard, des biologistes ont documenté la mortalité de l'espèce sur les routes de la Colombie-Britannique (Richardson *et al.*, 1998; Ashpole, comm. pers., 2012; Sarell, données inédites). Richardson *et al.* (1998) ont signalé 50 cas de mortalité routière en une seule journée à proximité d'un site de reproduction. Des relevés récents (2010 à 2011) réalisés sur un tronçon de route à proximité d'Oliver (Colombie-Britannique) ont aussi permis d'observer de forts taux de mortalité (Crosby, données inédites). On ignore cependant combien d'individus ont effectivement tenté de traverser la route.

Au sein de la population boréale et des Prairies, la mortalité routière ne représente pas une aussi grande menace qu'en Colombie-Britannique, en raison du caractère répandu des salamandres et de la densité réduite de la circulation loin des centres urbains. Cependant, on constate une augmentation de la circulation en milieu rural en Saskatchewan, combinée à une hausse du développement industriel et rural, puisque de grandes populations vivent maintenant hors des zones urbaines. En effet, la circulation routière en Saskatchewan a augmenté de 16 % en moyenne de 2006 à 2011 dans l'aire de répartition de la salamandre tigrée de l'Ouest (Ministry of Highways and Infrastructure de la Saskatchewan, 2013a, 2013b). De nombreux citoyens ont signalé des déplacements massifs de salamandres tigrées sur les routes et les autoroutes des Prairies en automne (Didiuk, comm. pers., 2011; Kendall, comm. pers., 2011; Vanderschuit, comm. pers., 2011), mais aucune mesure n'a été prise pour quantifier les pertes et le caractère significatif des populations concernées. Les seuls cas de mortalité routière bien documentés l'ont été à côté du parc national du Canada Banff, à proximité de Seebe, sur l'autoroute Transcanadienne, où 183 individus ont été trouvés morts sur un tronçon de 300 m. De ce nombre, 163 cas se sont produits sur une période de 4 jours au mois d'août (Clevenger *et al.*, 2001).

Espèces introduites : poissons

Les Ambystomatidés ne coexistent pas bien avec des poissons prédateurs tels que la truite, et leurs moyens de défense contre ceux-ci sont faibles (Kats *et al.*, 1988; Tyler *et al.*, 1998; Sih *et al.*, 2003; Dunham *et al.*, 2004). Les poissons introduits à des fins de pêche sportive se nourrissent de salamandres tigrées aux stades tant adultes que larvaires. Les larves sont capables d'une accélération rapide, mais pas de déplacements accélérés continus (Hoff *et al.*, 1989). Ce comportement est efficace

contre leurs prédateurs courants qui chassent à l'affût, comme les punaises d'eau géantes (ordre des Hémiptères, famille des Bélostomatidés), les nymphes de libellules (ordre des Odonates, famille des Anisoptères) et les larves de dytiques (ordre des Coléoptères, famille des Dytiscidés) (Fitzpatrick *et al.*, 2003).

Bon nombre de plans d'eau autrefois exempts de poissons, y compris des réservoirs, ont fait l'objet d'activités d'empoissonnement dans l'aire de répartition de la salamandre tigrée de l'Ouest. Toutes les introductions de poissons de pêche sportive, de gambusies (*Gambusia* sp.) et d'autres petits poissons non indigènes dans l'habitat de la salamandre tigrée de l'Ouest – ou dans de grands plans d'eau adjacents à partir desquels ces espèces peuvent se disperser – posent des risques. L'introduction du crapet vert (*Lepomis cyanellus*) a d'ailleurs directement causé la disparition de l'*A. m. stebbinsi* à l'échelle locale aux États-Unis (Storfer *et al.*, 2004). En outre, les gambusies ont consommé davantage de larves d'*A. tigrinum* que de larves d'anoures (sauf dans le cas du *Pseudacris triseriata*) dans des expériences menées en laboratoire (Zeiber *et al.*, 2008). Dans le parc national Yellowstone, au Montana et dans le Wyoming, des preuves génétiques révèlent des déclins passés et récents des effectifs de salamandres tigrées de l'Ouest dus à l'empoissonnement (principalement par l'introduction de truites), à la sécheresse et, possiblement, à la maladie ont été obtenues (Spear *et al.*, 2006).

À l'intérieur de l'aire de répartition de la population des montagnes du Sud, l'empoissonnement aux fins de la pêche sportive constitue une pratique répandue, et tous les plans d'eau capables de soutenir des populations de poissons contiennent des poissons ou finiront par en contenir (Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team, 2008; Herborg, comm. pers., 2012). On présume que l'introduction de la truite et des deux espèces d'achigans (*Micropterus dolomieu* et *M. salmoides*) a mené à la réduction, voire à la disparition, de plusieurs populations de salamandres tigrées de l'Ouest dans la vallée de l'Okanagan (Sarell, 1996 et comm. pers., 2011).

L'introduction du carassin (*Carassius carassius*) dans les petits plans d'eau est pratiquée en Colombie-Britannique pour contrôler les populations de moustiques dans le cadre d'activités de lutte proactive contre le virus du Nil occidental. Des espèces de poissons non indigènes, comme le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et la perchaude (*Perca flavescens*), ainsi que des espèces indigènes, comme des ménés (*Richardsonius* spp.) et des chabots (*Cottus* spp.), ont été introduites dans des petits lacs de la province précédemment dépourvus de poissons. De telles introductions sont susceptibles de réduire la persistance des populations de salamandres tigrées de l'Ouest (Sarell, 1996; Monello et Wright, 2001; Ashpole *et al.*, 2011).

Dans les Prairies, l'introduction de poissons de pêche sportive est également répandue dans l'aire de répartition de salamandres tigrées de l'Ouest (figures 6 et 7). En Alberta, l'empoissonnement est continu et s'étend jusque dans les régions des contreforts. Le lac Tyrell était autrefois connu dans cette province pour le grand nombre de salamandres qu'il abritait, y compris des formes néoténiques. Après l'introduction de la truite arc-en-ciel en 1962, cette population a affiché un déclin. En octobre 1962, une

quantité de salamandres totalisant 250 kg avait été capturée en une journée. Par comparaison, on a capturé un seul individu en 1973 et seulement quelques-uns en 1988 (Mitchell et Prepas, 1990). Des truites arc-en-ciel continuent d'être introduites dans le lac Tyrell (la dernière activité d'empoissonnement comprenait l'introduction de 450 000 alevins en avril 2009; Fisheries Management Information System de l'Alberta, 2009), et la densité de salamandres tigrées de l'Ouest y demeure faible (Goater, comm. pers., 2011).

Espèces introduites : le ouaouaron

Le ouaouaron (*Lithobates catesbeianus*) a été introduit dans le sud de la vallée de l'Okanagan. Bien que des expériences en laboratoire aient indiqué que les salamandres pouvaient se nourrir de têtards de ouaouarons (McIntyre et McCollum, 2000), les ouaouarons adultes représentent une menace pour les salamandres tigrées de l'Ouest et d'autres amphibiens dans les régions où ils sont introduits (Dumas, 1966; Kiesecker et Blaustein, 1997; Boone *et al.*, 2004). En effet, le ouaouaron est vorace et peut pondre jusqu'à 20 000 œufs par portée (Schwalbe et Rosen 1999). De plus, contrairement à la salamandre tigrée, il est capable de coexister avec des poissons prédateurs (Hecnar, 1997; Adams *et al.*, 2003). Les individus sont capables de se déplacer sur des distances de 7 à 8 km (Schwalbe et Rosen, 1999), et leurs préférences en matière d'étang de reproduction sont semblables à celles de la salamandre tigrée. Le développement des larves des deux espèces nécessite des plans d'eau dont l'hydropériode est relativement longue.

La lutte contre le ouaouaron est en cours dans la région de l'Okanagan, mais l'éradication de cette espèce est extrêmement difficile, et le ouaouaron demeure en faibles densités dans certains sites (Ashpole, comm. pers., 2011). Il existe peu d'indications directes que le ouaouaron contribue au déclin des populations de salamandres tigrées de l'Ouest en Colombie-Britannique (Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team, 2008). Il est toutefois possible que le ouaouaron devienne de plus en plus répandu et s'ajoute aux menaces de l'empoissonnement, de la mortalité routière et de la perte d'habitat. De plus, le ouaouaron peut agir comme hôte-réservoir pour un champignon chytride infectant les amphibiens, qui peut causer des maladies et des déclins catastrophiques (Daszak *et al.*, 2004; Pearl *et al.*, 2007).

À l'heure actuelle, le ouaouaron ne menace pas la population boréale et des Prairies.

Agriculture et contaminants chimiques

Les contaminants chimiques (herbicides, pesticides et engrais) agissent directement ou indirectement sur la salamandre tigrée de l'Ouest, et ce, à tous les stades de son cycle vital (Bishop, 1992; Larson *et al.*, 1998; Bishop *et al.*, 1999; Pauli *et al.*, 2000; Griffis-Kyle et Ritchie, 2007). L'utilisation d'herbicides à base de glyphosate en combinaison avec différents agents de surface réduit la croissance et la survie des larves de l'*A. tigrinum* (Brodman *et al.*, 2010). Les insecticides organophosphatés

(Malathion[MD]) peuvent quant à eux réduire la croissance des larves, même s'ils n'entraînent pas de mortalité directe (Ramsey *et al.*, 2008). Les engrais ne réduisent pas directement la survie des larves (Griffis-Kyle, 2005, 2007; Griffis-Kyle et Ritchie, 2007), mais leurs effets indirects sont préoccupants.

Les mélanges de substances chimiques peuvent agir en synergie et altérer les fonctions immunitaires de l'espèce. En effet, une étude comparant la vulnérabilité de l'*A. tigrinum* au virus de l'*Ambystoma tigrinum* (ATV) a révélé que les larves exposées à un herbicide (Atrazine[MD]) étaient plus susceptibles d'être infectées par le virus et d'en mourir (Forson et Storfer, 2006a, 2006b) que les larves non exposées. Par contre, un insecticide (Deltamethrin[MD]) susceptible de produire une toxicité aiguë chez l'*A. tigrinum* n'a pas entraîné d'immunosuppression dans des essais réalisés par Froese *et al.* (2009), mais aucun individu n'avait été exposé à des cultures virales vivantes au cours de l'étude.

Dans l'aire de répartition de la population des montagnes du Sud, l'utilisation de produits chimiques dans les cultures fruitières continue d'être préoccupante pour les populations de salamandres et d'autres amphibiens (Bishop, 1992). À cet égard, Malathion[MD] est le pesticide recommandé pour la lutte contre les populations de moustiques en vue de réduire la menace du virus du Nil occidental pour les humains. Ce produit a aussi été autorisé dans la lutte contre le drosophile à ailes tachetées (*Drosophila suzukii*), espèce envahissante introduite qui pond ses œufs dans les fruits mûrissants (United Agri Products, 2010; Ministry of Agriculture de la Colombie-Britannique, 2011). Les propriétaires de terres privées peuvent épandre Malathion[MD] sans permis spécial (Mullan, comm. pers., 2012). Compte tenu de l'importance de l'agriculture dans l'aire de répartition de la salamandre tigrée de l'Ouest, le risque que des contaminants chimiques soient présents dans les sites de reproduction de l'espèce est élevé.

L'aire de répartition de la population boréale et des Prairies s'étend dans la principale région céréalifère de l'ouest du Canada. L'utilisation de produits chimiques visant à accroître la production des cultures est préoccupante pour les populations de salamandres situées à proximité. Dans les milieux humides urbains, l'utilisation de pesticides tels que Malathion[MD] pour lutter contre les moustiques pose un risque pour les populations de salamandres tigrées de l'Ouest.

Maladies

Les maladies infectieuses émergentes ont été associées au déclin des populations d'amphibiens à l'échelle de la planète (Daszak *et al.*, 1999). Deux d'entre elles en particulier constituent une menace pour la salamandre tigrée de l'Ouest : le virus de l'*Ambystoma tigrinum* (ATV) et le *Batracochytridium dendrobatidis*, champignon chytride qui infecte les amphibiens. L'ATV, un ranavirus, fait partie d'un groupe de virus étroitement liés appartenant à la famille des Iridoviridés, qui infectent bon nombre de poissons et d'amphibiens (Jancovitch *et al.*, 2001). L'ATV a été désigné comme la cause d'épisodes de mortalité massive localisés chez la salamandre tigrée de l'Ouest

en Saskatchewan, au Manitoba et en Alberta (Bollinger *et al.*, 1999; Schock *et al.*, 2009; Goater, comm. pers. 2011) ainsi que dans les États américains voisins (Docherty *et al.*, 2003). Il est également responsable d'un épisode de mortalité massive survenu à l'été 2011, dans le parc national des Lacs-Waterton (Johnston, comm. pers., 2011). La prévalence de l'ATV dans n'importe quel site de l'Alberta, du Manitoba et de la Saskatchewan est élevée (jusqu'à 50 %) dans la plupart des populations examinées au cours d'une année donnée (Goater, comm. pers., 2011; Schock, comm. pers., 2011).

Les observations de la mortalité causée par l'ATV sont sporadiques. Les modèles d'infection laissent croire que la propagation du virus augmente avec la densité des individus, mais certains mécanismes dépendant de la fréquence (y compris l'exposition répétée des individus métamorphiques survivants) peuvent maintenir le virus dans l'environnement même à de faibles densités (Brunner *et al.*, 2004). La transmission de l'ATV dans l'eau semble s'effectuer quand les salamandres sont en étroite proximité les unes avec les autres (Jancovitch *et al.*, 2001; Brunner *et al.*, 2007). Elle peut avoir lieu par la consommation de carcasses de salamandres infectées ou d'autres espèces, ou par des comportements agressifs (cannibalisme, pincements et morsures) (Pearman *et al.*, 2004; Brunner *et al.*, 2005; Harp et Petranka, 2006). Le virus peut être contenu dans le substrat et demeurer infectieux dans l'eau pendant plus de 97 jours (examiné par Whittington *et al.*, 2010). De plus, les changements d'hôtes pourraient être importants pour maintenir le virus dans un système (chez les grenouilles : Schock *et al.*, 2008; chez les poissons : Jancovitch *et al.*, 2005; Picco et Collins, 2008; Picco *et al.*, 2010). L'ATV peut vivre sur des porteurs persistants, comme des amphibiens métamorphosés qui passent l'hiver avec l'infection, puis infectent de nouveau la population au printemps suivant (Brunner *et al.*, 2004). Les individus qui ne meurent pas de l'infection au cours des 2 à 3 premières semaines d'exposition affichent une réduction de croissance susceptible de prolonger leur développement et de réduire leurs chances de survie jusqu'à la métamorphose, à mesure que leur étang s'assèche (Parris *et al.*, 2005). Il est possible que la salamandre tigrée de l'Ouest soit particulièrement vulnérable à la propagation de l'ATV étant donné la faible diversité génétique présente dans certains sites (Spear *et al.*, 2006; McMenamin et Hadly, 2010) et la corrélation positive entre la faible variabilité génétique et la vulnérabilité accrue aux maladies (Pearman et Garner, 2005).

La prévalence de l'ATV dans l'aire de répartition de la salamandre tigrée de l'Ouest en Colombie-Britannique n'a pas été évaluée (Ashpole, comm. pers., 2011), mais la présence du virus est probable puisqu'il est très répandu dans les Prairies et les régions montagneuses des États-Unis (Spear *et al.*, 2006). Les signalements de mortalité massive causée par l'ATV sont nombreux en Alberta et dans certaines parties de la Saskatchewan et du Manitoba, où le virus a été examiné. Les populations contiennent généralement quelque 50 % d'individus qui sont infectés par le virus, mais qui ne montrent aucun signe de mortalité ou de morbidité, sauf au cours de certaines années aléatoires (Schock *et al.*, 2010; Goater, comm. pers., 2011). D'autres facteurs de stress pourraient être associés aux épidémies.

Le *B. dendrobatidis*, champignon chytride qui infecte les amphibiens, est le deuxième agent pathogène susceptible de causer des déclins au sein des populations. Ce champignon est d'ailleurs associé au déclin des amphibiens à l'échelle de la planète (Daszak *et al.*, 1999; Schloegel *et al.*, 2006). Ce pathogène, capable d'infecter la salamandre tigrée (Davidson *et al.*, 2003), a été lié à des épisodes de mortalité survenus en Saskatchewan et au Manitoba (Bollinger *et al.*, 1999). Cependant, le véritable rôle du *B. dendrobatidis* dans ces déclins n'est pas clair, en raison de la prévalence de l'ATV dans la région (Schock *et al.*, 2010).

Le *B. dendrobatidis* est répandu chez diverses espèces d'amphibiens en Colombie-Britannique (Deguise et Richardson, 2009; Voordouw *et al.*, 2010), mais on manque de données sur la salamandre tigrée. Un relevé récent de l'occurrence et de la prévalence du pathogène en Alberta a révélé que celui-ci était présent dans 44 % des sites (n = 92 sites) de la province, avec une prévalence de 22 % chez les amphibiens de chaque site. Toutefois, aucune salamandre tigrée (n = 3) n'était infectée par le *B. dendrobatidis* (Stevens *et al.*, 2012). À l'heure actuelle, on ne possède aucune donnée indiquant des déclins associés au champignon chytride en Alberta. Le pathogène a été observé en Saskatchewan, mais aucune étude n'a été réalisée à l'échelle de la province (Centre canadien coopératif de la santé de la faune, 2011). L'ATV constitue vraisemblablement la principale menace pour l'espèce sur le plan des maladies, puisque le *B. dendrobatidis* n'a été que rarement signalé chez la salamandre tigrée de l'Ouest (Bollinger, comm. pers., 2011).

L'utilisation de larves de salamandres tigrées comme appâts pour la pêche dans certaines régions pourrait favoriser la propagation de l'ATV (Jancovitch *et al.*, 2010) et du *B. dendrobatidis* entre les bassins versants. En Colombie-Britannique, l'utilisation d'appâts vivants est interdite. Dans certaines régions toutefois, y compris le Manitoba et l'Alberta, la collecte de salamandres pour usage personnel est légale. En Alberta, des appâts vivants peuvent être utilisés pour la pêche, mais seulement sur le site de leur collecte, sans déplacés dans un autre lac.

Nombre de localités

Population des montagnes du Sud

La plus grande des nouvelles menaces pour les salamandres tigrées de l'Ouest dans la région de l'Okanagan est l'introduction du ouaouaron, qui pourrait envahir les lacs et les milieux humides occupés par l'espèce. D'après le taux de propagation potentiel du ouaouaron et compte tenu de la forte probabilité de son établissement selon la topographie de la région, on estime que le ouaouaron est lié à 1 localité dans la région de l'Okanagan et que les autres menaces sont liées à 13 localités dans le reste de l'aire de répartition de la population des montagnes du Sud. Par conséquent, cette population compte 14 localités basées sur les menaces.

Le ouaouaron, déjà établi dans le sud de la vallée de l'Okanagan, pourrait se propager dans la région d'Osoyoos, même sans l'aide des humains. Cette région compte comme une localité, basée sur la menace du ouaouaron. Compte tenu de la topographie et de la grande distance requise pour la dispersion, il est peu probable que le ouaouaron atteigne la basse Similkameen ou la rivière Kettle au cours des 15 à 20 prochaines années sans aide humaine. On considère que les maladies et la destruction ou l'altération de l'habitat constituent les menaces les plus importantes dans 4 localités à proximité de Grand Forks et dans 9 localités le long de la rivière Kettle, à l'ouest de Midway. L'introduction de poissons prédateurs aura des répercussions sur les sous-populations dans lesquelles des poissons ont été ou seront introduits, mais ceux-ci peuvent aussi se disperser au cours d'inondations dans l'ensemble des bassins versants ainsi que dans des étangs adjacents, mais séparés.

Population boréale et des Prairies

On compte 597 sites connus. Il s'agit d'une estimation prudente, en raison des limites des relevés et de l'information sur les occurrences. Les plus grandes menaces pour la salamandre tigrée de l'Ouest sont les maladies, l'empoissonnement et la perte d'habitat causée par l'aménagement urbain, agricole et industriel. Il est probable que les plus grandes répercussions de ces menaces ont lieu à l'échelle des populations ou des sites; c'est pourquoi le nombre de localités basées sur le calculateur de menaces de l'UICN est grand, probablement supérieur à 500.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Protection et statuts juridiques

La population des montagnes du Sud de la salamandre tigrée de l'Ouest est inscrite sur la liste fédérale des espèces en voie de disparition à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. L'espèce est protégée par la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique, qui interdit de tuer, de capturer ou de garder en captivité des salamandres tigrées sans permis spécial.

La population boréale et des Prairies n'a reçu aucun statut fédéral à la lumière de l'évaluation précédente de la salamandre tigrée et de sa désignation comme espèce non en péril par le COSEPAC en 2004. Cette évaluation comprenait le taxon aujourd'hui connu sous le nom de salamandre tigrée de l'Est (*A. tigrinum*), au Manitoba. La population boréale et des Prairies, telle qu'elle est définie dans le présent rapport, n'a fait l'objet d'aucune évaluation antérieure par le COSEPAC en tant qu'entité distincte.

Statuts et classements non juridiques

Le Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril a désigné la salamandre tigrée de l'Ouest comme « non en péril » en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, et « en péril » en Colombie-Britannique (CCCEP, 2011). NatureServe (2011) a attribué à l'*A. mavortium* les cotes G5 (non en péril) à l'échelle mondiale, N5 (non en péril) à l'échelle du Canada et des États-Unis, S4S5 (d'apparemment en péril à non en péril) au Manitoba et S2 (en péril) en Colombie-Britannique, où l'espèce figure aussi sur la liste rouge provinciale des espèces en péril. NatureServe (2011) désigne l'espèce sous le nom *A. tigrinum* et lui attribue les cotes S4 (apparemment non en péril) en Alberta et S5 (non en péril) en Saskatchewan.

Dans les États américains adjacents au Canada, NatureServe (2011) désigne l'espèce sous le nom *A. tigrinum* et lui attribue les cotes S5 en Idaho, S4 au Montana et S3 dans l'État de Washington, où cette espèce est aussi désignée « State Monitor » (Washington Herp Atlas, 2011).

Protection et propriété de l'habitat

En Colombie-Britannique, 14 sites de reproduction (16,2 % de 86 sites connus) sont situés à l'intérieur d'aires protégées dans des parcs (9 sites) ou de zones d'habitat faunique sur des terres publiques (5 sites). De plus, 23 sites (26,7 %) reçoivent ou devraient recevoir une forme de protection dans le cadre d'ententes d'intendance volontaire. Il n'y a aucun site de reproduction connu dans la grande aire de gestion de la faune du sud de la vallée de l'Okanagan, probablement en raison de l'invasion ou de l'introduction de poissons prédateurs. Parmi les sites protégés importants, on compte le parc provincial South Okanagan Grasslands, le parc provincial White Lake Grasslands et la propriété Kilpoola, acquise par le Nature Trust of B.C. Quelques milieux humides occupés par la salamandre tigrée de l'Ouest se trouvent sur des terrains appartenant à Canards illimités, où d'autres petits milieux humides sont en construction (Ashpole, comm. pers., 2011). Il y a seulement 2 sites protégés dans le bassin versant de la rivière Kettle et aucun dans celui de la Similkameen ou à l'extrémité nord de l'aire de répartition de l'espèce, vers Summerland (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012). Les sites de reproduction connus restants (57 %) se trouvent sur des terres privées non protégées (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, 2012). L'équipe de rétablissement des reptiles et des amphibiens de l'intérieur méridional (Southern Interior Amphibian and Reptiles Recovery Team) tente d'obtenir du soutien en matière de protection de l'habitat de la part de divers intervenants et du public afin de protéger l'habitat aquatique et terrestre dans l'aire principale de l'espèce.

En Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, aucune aire protégée ne vise particulièrement la salamandre tigrée de l'Ouest, mais on trouve l'espèce dans des réserves naturelles, des aires naturelles comprenant les propriétés de la Société canadienne pour la conservation de la nature, des parcs provinciaux et nationaux et d'autres types de terres publiques dans les 3 provinces. On compte 188 sites (22 %) à

l'intérieur de terres protégées en Alberta, 21 sites (6,4 %) en Saskatchewan et 13 sites (8 %) au Manitoba. À l'intérieur de ces aires, la salamandre tigrée de l'Ouest reçoit une certaine forme de protection par l'entremise des lois provinciales ou fédérales sur les espèces sauvages ou les aires protégées (par exemple, la *Parks Act* 45.1 de l'Alberta et la *Loi sur les parcs nationaux du Canada*). À l'extérieur, l'espèce ne reçoit aucune protection particulière.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONSULTÉS

Les particuliers et organismes suivants ont fourni des données sur la répartition de l'espèce : D. Schock, J. Crosby, B. Scheffers, M. Taylor, N. Anderson, B. Johnson, L. Wilkinson, L. Bilyk, D. Collicutt, D. Forsyth, G. Benoy, D. Nemberg, W. Vanderschuit, G. Scrimgeour, S. Humphries, C. Pacas, K. Khidas, M. Steigerwald, Katrina Stipec (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique), G. Berg, J. Wagner, D. Demarchi (Species Inventory Database de la Colombie-Britannique) et O. Dyer. Merci à N. Anderson, A. Didiuk et R. Mooi pour les photos et à C. Neilson pour son aide relative au SIG.

Experts consultés

Robert Anderson, Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, Ottawa (Ontario)

Sara Ashpole, Université de Waterloo, Waterloo (Ontario)

Lonnie Bilyk, Alberta Sustainable Resource Development, Edmonton (Alberta)

Christine Bishop, Environnement Canada – équipe de rétablissement, Colombie-Britannique

Trent Bollinger, Centre canadien coopératif de la santé de la faune, Saskatoon, (Saskatchewan)

Doug Collicutt, Nature North – Manitoba Herp Atlas, Winnipeg (Manitoba)

Andrew Didiuk, Service canadien de la faune, Saskatoon (Saskatchewan)

Orville Dyer, Ministry of Natural Resource Operations – équipe de rétablissement, Penticton (Colombie-Britannique)

Nicole Firlotte, Conservation Data Centre du Manitoba, Winnipeg (Manitoba)

Dave Fraser, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique)

Lisa Hallock, Department of Fish and Wildlife de l'État de Washington, Olympia, État de Washington (États-Unis)

Briar Howes, Parcs Canada, Gatineau (Québec)

Jeff Keith, Conservation Data Centre de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan)

Randy Mooi, Musée du Manitoba, Winnipeg (Manitoba)

Dean Nernberg, Défense nationale, Ottawa (Ontario)

Jeanette Pepper, Ministry of Environment de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan)

Mike Sarell, Ophiuchus Consulting, Oliver (Colombie-Britannique)

Danna Schock, collège Keyano, Fort McMurray (Alberta)

Katrina Stipec, Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique

Bill Watkins, Department of Conservation du Manitoba, Winnipeg (Manitoba)

Lisa Wilkinson, Alberta Fish and Wildlife, Edson (Alberta)

SOURCES D'INFORMATION

Adams, Agriculture et Agroalimentaire Canada. 2012. Guetter la sécheresse, disponible à l'adresse : http://www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1326402878459&lang=fra (consulté le 15 mars 2012).

Adams, M.J., C.A. Pearl et R.B. Bury. 2003. Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes, *Ecology Letters* 6:343-351.

Alberta Biodiversity Monitoring Institute. 2008. Program Overview, Alberta Biodiversity Monitoring Institute (Alberta), disponible à l'adresse : www.abmi.ca (consulté le 12 septembre 2011).

Alberta Fish and Wildlife Management Information Service. 2011. Database of Tiger salamander occurrence records (consulté en septembre 2011).

Alberta Fisheries Management Information System. 2009. Stocking report 2009, disponible à l'adresse : http://www.mywildalberta.com/Fishing/documents/Fish-Stocking-Report-2009.pdf (consulté en mars 2012; en anglais seulement).

Alperyn, M. 2005. Factors affecting the community ecology of predaceous diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae) in boreal and prairie ponds across southern Manitoba, thèse de maîtrise ès sciences, University of Manitoba, Winnipeg (Manitoba), 144 p.

Anderson, N., comm. pers. 2011. *Conversations personnelles avec A. Whiting*, août 2011, étudiant diplômé, University of Alberta, Edmonton (Alberta).

Ashpole, S., comm. pers. et données inédites. 2011. *Correspondance par téléphone et par courriel adressée à A. Whiting*, août-septembre 2011, écologiste, University of Waterloo (Ontario).

Ashpole, S.L., C.A. Bishop et J.E. Elliott. 2011. Unexplained die-off of larval Barred Tiger Salamanders (*Ambystoma mavortium*) in an agricultural pond in the South Okanagan Valley, British Columbia, Canada, *Northwestern Naturalist* 92:221-224.

Bailey, L., W. Kendall, D. Church et H. Wilbur. 2004. Estimating survival and breeding probability for pond-breeding amphibians: A modified robust design, *Ecology* 85(9):2456-2466.

Bartzen, B.A., K.W. Dufour, R.G. Clark, et F.D. Caswell. 2010. Trends in agricultural impact and recovery of wetlands in prairie Canada, *Ecological Applications* 20:525-538.

Benoy, G., T. Nudds et E. Dunlop. 2002. Patterns of habitat and invertebrate diet overlap between tiger salamanders and ducks in prairie potholes, *Hydrobiologia* 481(1-3):47-59.

Benoy, G.A. 2005. Variation in tiger salamander density within prairie potholes affects aquatic bird foraging behaviour, *Canadian Journal of Zoology* 83(7):926-934.

Benoy, G.A. 2008. Tiger salamanders in prairie potholes: a 'fish in amphibian's garments?', *Wetlands* 28(2):464-472.

Bishop, C., N. Mahony, J. Struger, P. Ng et K. Pettit. 1999. Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990-1992), *Environmental Monitoring and Assessment* 57(1):21-43.

Bishop, C.A. 1992. The effects of pesticides on amphibians and the implications for determining causes of declines in amphibian populations, Canadian Wildlife Service Occasional Paper 76:67–70.

Bishop, S.C. 1943. Handbook of salamanders, Comstock Publishing Company Inc., Ithaca (New York), p. 159–174.

Bollinger, T., comm. pers. 2011. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting*, septembre 2011, directeur régional, Centre canadien coopératif de la santé de la faune, Saskatoon (Saskatchewan).

Bollinger, T., J. Mao, D. Schock, R. Brigham et V. Chinchar. 1999. Pathology, isolation, and preliminary molecular characterization of a novel iridovirus from tiger salamanders in Saskatchewan, *Journal of Wildlife Diseases* 35(3):413-429.

Bonsal, B.R., E.E. Wheaton, A.C. Chipanshi, C. Lin, D.J. Sauchyn et L. Wen. 2011. Drought research in Canada: a review, *Atmosphere-Ocean* 49(4): 303-319.

Boone, M.D., E.E. Little et R.D. Semlitsch. 2004. Overwintered bullfrog tadpoles negatively affect salamanders and anurans in native amphibian communities, *Copeia* 2004(3):683-690.

Brodman, R., W. Newman, K. Laurie, S. Osterfeld et N. Lenzo. 2010. Interaction of an aquatic herbicide and predatory salamander density on wetland communities, *Journal of Herpetology* 44(1):69-82.

Browne, C. 2010. Habitat use of the western toad in north-central Alberta and the influence of scale, thèse de doctorat, University of Alberta, Edmonton (Alberta), CANADA, 264 p.

Brunner, J., D. Schock et J. Collins. 2007. Transmission dynamics of the amphibian ranavirus *Ambystoma tigrinum* virus, *Diseases of Aquatic Organisms* 77(2):87-95.

Brunner, J., D. Schock, E. Davidson et J. Collins. 2004. Intraspecific reservoirs: Complex life history and the persistence of a lethal ranavirus, *Ecology* 85(2):560-566.

Brunner, J.L., K. Richards et J.P. Collins. 2005. Dose and host characteristics influence virulence of ranavirus infections, *Oecologia* 144(3):399-406.

Brunton, D.F. 1998. Skin pigmentation change in tiger salamanders, *Ambystoma tigrinum*, from Alberta, *Blue Jay* 56(1):63-67.

Cannings, S.G., L.R. Ramsay, D.F. Fraser et M.A. Fraker. 1999. Rare amphibians, reptiles, and mammals of British Columbia, Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Wildlife Branch and Resources Inventory Branch, Victoria (Colombie-Britannique), 198 p.

Carl, C.G., et C.G. Guiguet. 1958. Alien Animals in British Columbia *in* Klinkenberg, Brian (éd.) 2011. E-Fauna BC: Electronic Atlas of the Fauna of British Columbia, Lab for Advanced Spatial Analysis, Department of Geography, University of British Columbia (Vancouver), disponible à l'adresse : www.efauna.bc.ca (consulté le 17 mars 2012; en anglais seulement).

Centre Canadien Coopératif de la Santé de la Faune. 2011. Base de données nationale du Canada sur les maladies des animaux sauvages, disponible à l'adresse : http://www.ccwhc.ca/index.php?language=fr (consulté en octobre 2011).

Church, D., L. Bailey, H. Wilbur, W. Kendall et J. Hines. 2007. Iteroparity in the variable environment of the salamander *Ambystoma tigrinum*, *Ecology* 88(4):891-903.

Clevenger, A., M. Mcivor, D. Mcivor, B. Chruszcz et K. Gunson. 2001. Tiger Salamander, *Ambystoma tigrinum*, movements and mortality on the trans-Canada highway in southwestern Alberta, *Canadian Field-Naturalist* 115(2):199-204.

Clevenger, A.P., B Chruszcz et K.E. Gunson. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations, *Biological Conservation* 109:15-26.

Collicutt, D., comm. pers. 2011. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting*, juillet et septembre 2011, Manitoba Herp Atlas, NatureNorth, Winnipeg (Manitoba).

Collins, J., et J. Cheek. 1983. Effect of food and density on development of typical and cannibalistic salamander larvae in *Ambystoma tigrinum nebulosum*, *American Zoologist* 23(1):77-84.

Collins, J., K. Zerba et M. Sredl. 1993. Shaping intraspecific variation - development, ecology and the evolution of morphology and life-history variation in tiger salamanders, *Genetica* 89(1-3):167-183.

Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril. 2011. Espèces sauvages 2010 : la Situation générale des espèces au Canada, groupe de travail national sur la situation générale, disponible à l'adresse : http://www.wildspecies.ca/reports.cfm?lang=f (consulté le 23 septembre 2011).

Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique. 2006. BC Species and Ecosystems Explorer, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/ (consulté le 11 mars 2012; en anglais seulement).

Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique. 2012. BC Species and Ecosystems Explorer, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), disponible à l'adresse : http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/ (consulté le 11 mars 2012; en anglais seulement).

Cook, F.R. 1960. New localities for the Plains Spadefoot Toad, Tiger Salamander, and the Great Plains Toad in the Canadian prairies, *Copeia* 1960(4):363-364.

Cook, F.R. Données inédites recueillies sur le terrain dans les provinces de l'Ouest de 1959 à 1970, information fournie dans le cadre de l'examen d'une ébauche du présent rapport.

Cormie, G.W. 1975. An examination of neoteny in *Ambystoma tigrinum* of Tyrrell's Lake, Alberta, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alberta, Edmonton (Alberta), CANADA.

Cosentino, B.J., R.L. Schooley et C.A. Phillips. 2011. Connectivity of agroecosystems: dispersal costs can vary among crops, *Landscape Ecology* 26(3):371-379.

Crosby, J., données inédites. 2011. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting*, août 2011, étudiant diplômé, University of Waterloo, Waterloo (Ontario).

Crother, B.I. (éd.). 2012. Scientific and standard English names of amphibians and reptiles of North America north of Mexico, with comments regarding confidence in our understanding, *SSAR Herpetological Circular* 39:1–92.

Dahl, T.E., et M.D. Watmough. 2007. Current approaches to wetland status and trends monitoring in prairie Canada and the continental United States of America, *Canadian Journal of Remote Sensing* 33:S17-S27.

Daszak, P., A. Stierby, C.C. Brown, A.A. Cunningham, J.S. Longcore et D. Porter. 2004. Experimental evidence that the bullfrog (*Rana catesbeiana*) is a potential carrier of chytridiomycosis, an emerging fungal disease of amphibians, *Herpetological Journal* 14:201-207.

Daszak, P., L. Berger, A.A. Cunningham, A.D. Hyatt, D.E. Green et R. Speare. 1999. Emerging infectious diseases and amphibian population declines, *Emerging Infectious Diseases* 5:735–748.

Davidson, E., M. Parris, J. Collins, J. Longcore, A. Pessier et J. Brunner. 2003. Pathogenicity and transmission of chytridiomycosis in tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*), *Copeia* 2003(3):601-607.

de Jong, A. 2008. Examining the impacts of pesticide exposure on the survivorship and development of Great Basin Spadefoot (*Spea intermontana*) and Pacific Treefrog (*Pseudacris regilla*) in a laboratory environment, thèse de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), CANADA. 115 p.

Deguise, I., et J.S. Richardson. 2009. Prevalence of the chytrid fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*) in Western Toads in southwestern British Columbia, Canada, *Northwestern Naturalist* 90:35-38.

Denoel, M., H.H. Whiteman et S.A. Wissinger. 2006. Temporal shift of diet in alternative cannibalistic morphs of the tiger salamander, *Biological Journal of the Linnean Society* 89(2):373-382.

Denoel, M., H.H. Whiteman, et S.A. Wissinger. 2007. Foraging tactics in alternative heterochronic salamander morphs: trophic quality of ponds matters more than water permanency, *Freshwater Biology* 52(9):1667-1676.

Deutschman, M.R., et J.J. Peterka. 1988. Secondary production of tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*) in three North Dakota lakes, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:691–97.

Didiuk, A., comm. pers. 2011. *Correspondance par téléphone et par courriel adressée à A. Whiting*, juin et septembre 2011, biologiste, Service canadien de la faune, Saskatoon (Saskatchewan).

Docherty, D.E., C.U. Meteyer, J. Wang, J. Mao, S.T. Case et V. Chinchar. 2003. Diagnostic and molecular evaluation of three iridovirus-associated salamander mortality events, *Journal of Wildlife Diseases* 39(3):556-566.

Donald, D., comm. pers. 2011. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting*, septembre 2011, Environnement Canada, Saskatoon (Saskatchewan).

Dulise, J., et D. Hausleitner. 2010. 2009 amphibian survey Columbia Forest District, rapport préparé pour le Fish & Wildlife Compensation Program, Nelson (Colombie-Britannique), 35 p.

Dumas, P.C. 1966. Studies of the *Rana* species complex in the Pacific Northwest, *Copeia* 1966:60-74.

Dunham, J., D. Pilliod et M. Young. 2004. Assessing the consequences of nonnative trout in headwater ecosystems in western North America, *Fisheries* 29(6):18-26.

Dyer, O., comm. pers. 2011. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting*, coprésident de l'équipe de rétablissement de la salamandre tigrée, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Penticton (Colombie-Britannique).

Eaves, S.E. 2004. The distribution and abundance of amphibians across land-use types in Alberta's Aspen Parkland, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alberta, Edmonton (Alberta), CANADA, 124 p.

État du Colorado. 2012. A bill for an act: Concerning the designation of the Western Tiger Salamander as the state amphibian, House Bill 12-1147.

Fahrig, L., J. H. Pedlar, S. E. Pope, P. D. Taylor et J. F. Wegner. 1995. Effect of road traffic on amphibian density, *Biological Conservation* 73:177-182.

Ferrari, M.C, et D.P. Chivers. 2008. Cultural learning of predator recognition in mixed-species assemblages of frogs: the effect of tutor-to-observer ratio, *Animal Behaviour* 75(6):1921-1925.

Ferrari, M.C., et D.P. Chivers. 2009. Latent inhibition of predator recognition by embryonic amphibians, *Biology Letters* 5(2):160-162.

Fitzpatrick, B., et H. Shaffer. 2004. Environment-dependent admixture dynamics in a tiger salamander hybrid zone, *Evolution* 58(6):1282-1293.

Fitzpatrick, B., M. Benard et J. Fordyce. 2003. Morphology and escape performance of tiger salamander larvae (*Ambystoma tigrinum mavortium*), *Journal of Experimental Zoology Part A: Comparative Experimental Biology* 297A(2):147-159.

Fitzpatrick, B.M., et H. Shaffer. 2007. Hybrid vigor between native and introduced salamanders raises new challenges for conservation, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(40):15793-15798, ÉTATS-UNIS.

Forson, D., et A. Storfer. 2006a. Atrazine increases ranavirus susceptibility in the tiger salamander, *Ambystoma tigrinum*, *Ecological Applications* 16(6):2325-2332.

Forson, D., et A. Storfer. 2006b. Effects of atrazine and iridovirus infection on survival and life-history traits of the long-toed salamander (*Ambystoma macrodactylum*), *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(1):168-173.

Frelich L.E., et P.B. Reich. 2010. Will environmental changes reinforce the impact of global warming on the prairie-forest border of central North America?, *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:371-378.

Froese, J., J. Smits, D. Forsyth et M. Wickstrom. 2009. Toxicity and immune system effects of dietary deltamethrin exposure in tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*), *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues* 72(7-8):518-526.

Gehlbach, F.R. 1967. *Ambystoma tigrinum* (Green) Tiger salamander, *Catalogue of American Amphibians and Reptiles* 52.1-52.4.

Gelling, L., comm. pers. 2012. *Correspondance par courriel adressée à K. Ovaska*, novembre 2012, zoologiste, Conservation Centre, Victoria (Colombie-Britannique).

Gibbons, J., C.T. Winne, D.E. Scott, J.D. Willson, X. Glaudas, K.M. Andrews, B.D. Todd, L.A. Fedewa, L. Wilkinson, R.N. Tsaliagos, S.J. Harper, J.L. Greene, T.D. Tuberville, B.S. Metts, M.E. Dorcas, J.P. Nestor, C.A. Young, T. Akre, R.N. Reed, K.A. Buhlmann, J. Norman, D.A. Croshaw, C. Hagen et B.B. Rothermel. 2006. Remarkable amphibian biomass and abundance in an isolated wetland: Implications for wetland conservation, *Conservation Biology* 20(5):1457-1465.

Goater, C., comm. pers., 2011. *Correspondance par téléphone et par courriel adressée à A. Whiting*, septembre 2011, professeur, University of Lethbridge, Lethbridge (Alberta).

Gopurenko, D., R.N. Williams, C.R. McCormick et J. Dewoody. 2006. Insights into the mating habits of the tiger salamander (*Ambystoma tigrinum tigrinum*) as revealed by genetic parentage analyses, *Molecular Ecology* 15(7):1917-1928.

Green, D.M. (éd.). 2012. Noms français standardisés des amphibiens et des reptiles d'Amérique du Nord au nord du Mexique, *SSAR Herpetological Circular* 40:1-62.

Green, D.M. 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians, *Biological Conservation* 111:331-343.

Griffis-Kyle, K. 2005. Ontogenic delays in effects of nitrite exposure on tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum tigrinum*) and wood frogs (*Rana sylvatica*), *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(6):1523-1527.

Griffis-Kyle, K.L. 2007. Sublethal effects of nitrite on eastern tiger salamander (*Ambystoma tigrinum tigrinum*) and wood frog (*Rana sylvatica*) embryos and larvae: implications for field populations, *Aquatic Ecology* 41:119-127.

Griffis-Kyle, K.L., et M.E. Ritchie. 2007. Amphibian survival, growth and development in response to mineral nitrogen exposure and predator cues in the field: an experimental approach, *Oecologia* 152:633-642.

Haag, M., comm. pers. 2011. *Conversation avec A. Whiting,* septembre 2011, agent du Faculty Service, University of Alberta, Edmonton (Alberta).

Hallock, L., comm. pers. 2011. *Correspondance par téléphone et par courriel adressée à A. Whiting*, septembre 2011, biologiste, Department of Fish and Wildlife de l'État de Washington, Olympia (Washington), ÉTATS-UNIS.

Hammerson, G.A. 1999. Amphibians and reptiles in Colorado, Second edition, Division of Wildlife Publication du Colorado, University Press of Colorado, Niwot (Colorado), ÉTATS-UNIS.

Hanesiaka, J.M, R.E. Stewarta, B.R. Bonsalb, P. Hardera, R. Lawforda, R. Aiderc, B.D. Amirod, E. Atallahe, A.G. Barrb, T.A. Blackf, P. Bullockd, J.C. Brimelowa, R. Browncg, H. Carmichaele, C. Derksenh, L.B. Flanagani, P. Gachonc, H. Greenej, J. Gyakume, W. Hensone, E.H. Hoggk, B. Kochtubajdaj, H. Leightone, C. Linc, Y. Luol, J.H. McCaugheym, A. Meinertn, A. Shabbarh, K. Snelgroveo, K. Szetoh, A. Trishchenkol, G. van der Kampb, S. Wangl, L. Wene, E. Wheatonp, C. Wielkij, Y. Yangl, S. Yirdawo et T. Zhaq. 2011. Characterization and summary of the 1999-2005 Canadian Prairie drought, *Atmosphere-Ocean* 49(4):421-452.

Harp, E.M., et J.W. Petranka. 2006. Ranavirus in wood frogs (*Rana sylvatica*): Potential sources of transmission within and between ponds, *Journal of Wildlife Diseases* 42(2):307-318.

Hecnar, S.J. 1997. Amphibian pond communities in southwestern Ontario, p. 1-15 *in* D.M. Green (éd.), Amphibians in Decline: Canadian Studies of a Global Problem, *Herpetological Conservation*, n° 1, Society for the Study of Amphibians and Reptiles, St. Louis (Missouri).

Herborg, M., comm. pers. 2012. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting*, coordinateur des espèces envahissantes aquatiques, Conservation Science Section, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Hoff, Kv.S., N. Huq, V.A. King et R.J. Wassersug. 1989. The kinematics of larval salamander swimming (Ambystomatidae: Caudata), *Canadian Journal of Zoology* 67:2756–2761.

Hogg E.H., et P.A. Hurdle. 1995. The aspen parkland in western Canada: a dry-climate analogue for the future boreal forest?, *Water, Air and Soil Pollution* 82:391-400.

Holomuzki, J., J. Collins et P. Brunkow. 1994. Trophic control of fishless ponds by tiger salamander larvae, *Oikos* 71(1):55-64.

Irschick, D., et H. Shaffer. 1997. The polytypic species revisited: Morphological differentiation among tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*) (Amphibia: Caudata), *Herpetologica* 53(1):30-49.

Jancovich, J., E. Davidson, A. Seiler, B. Jacobs et J. Collins. 2001. Transmission of the *Ambystoma tigrinum* virus to alternative hosts, *Diseases of Aquatic Organisms* 46(3):159-163.

Jancovich, J., E. Davidson, N. Parameswaran, J. Mao, V. Chinchar, J. Collins, B. Jacobs et A. Storfer. 2005. Evidence for emergence of an amphibian iridoviral disease because of human-enhanced spread, *Molecular Ecology* 14(1):213-224.

Jancovich, J.K., M. Bremont, J.W. Touchman et B.L. Jacobs. 2010. Evidence for multiple recent host species shifts among ranaviurses (Family *Iridoviridae*), *Journal of Virology* 84(6):2636-2647.

Johnson, E.B., P. Bierzychudek et H.H. Whiteman. 2003. Potential of prey size and type to affect foraging asymmetries in tiger salamander (*Ambystoma tigrinum* nebulosum) larvae, *Canadian Journal of Zoology* 81(10):1726-1735.

Johnson, J.R., B.M. Fitzpatrick et H.B. Shaffer. 2010. Retention of low-fitness genotypes over six decades of admixture between native and introduced tiger salamanders, *BMC Evolutionary Biology* 10:147.

Johnson, J.R., R.C. Thomson, S.J. Micheletti et H.B. Shaffer. 2011. The origin of tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*) populations in California, Oregon, and Nevada: introductions or relicts?, *Conservation Genetics* 12:355-370.

Johnston, B., comm. pers., 2011. *Correspondance par téléphone et par courriel adressée à A. Whiting*, septembre 2011, biologiste spécialiste des espèces sauvages et aquatiques, Parcs Canada, parc national du Canada des Lacs-Waterton (Alberta).

Jones, T., et J. Collins. 1992. Analysis of a hybrid zone between subspecies of the tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*) in central New Mexico, USA, *Journal of Evolutionary Biology* 5(3):375-402.

Kats, L., J. Petranka et A. Sih. 1988. Antipredator defenses and the persistence of amphibian larvae with fishes, *Ecology* 69(6):1865-1870.

Keith, J., comm. pers., 2011. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting*, juillet 2011, Conservation Data Centre de la Saskatchewan, Ministry of Environment, Regina (Saskatchewan).

Kendall, K., comm. pers., 2011. *Correspondance téléphonique adressée à A. Whiting*, septembre 2011, biologiste, Alberta Conservation Association, Sherwood Park (Alberta).

Khandekar, M.L. 2004. Canadian prairie drought: a climatological assessment, Alberta Environment, publication n° T/787, 37 p.

Kiesecker, J.M., et A.R. Blaustein. 1997. Population differences in responses of red-legged frog (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs, *Ecology* 78:1752-1760.

Koch, E.D., et C.R. Peterson. 1995. The amphibians and reptiles of Yellowstone and Grant Teton National Parks, University of Utah Press, Salt Lake City (Utah), 188 p.

Lannoo, M.J., et M.D. Bachmann. 1984. Aspects of cannibalistic morphs in a population of *Ambystoma t. tigrinum* larvae, *American Midland Naturalist* 112:103-109.

Larson, D.L., S. McDonald, A.J. Fivizzani, W.E. Newton et S.J. Hamilton. 1998. Effects of the herbicide Atrazine on *Ambystoma tigrinum* metamorphosis: Duration, larval growth, and hormonal response, *Physiological Zoology* 71:671-679.

Larson, D.W. 1968. The occurrence of neotenic salamanders, *Ambystoma tigrinum diaboli* Dunn, in Devils Lake, North Dakota, *Copeia* 1968:620-621.

LeClere, J., comm. pers. 2011. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting*, septembre 2011, biologiste, Minnesota Herpnet.net, St. Paul (Minnesota), ÉTATS-UNIS.

Leff, L.G., et M.D. Bachmann. 1986. Ontogenetic changes in predatory behavior of larval tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*), *Canadian Journal of Zoology* 64:1337–44.

Loeb, M., J. Collins et T. Maret. 1994. The role of prey in controlling expression of a trophic polymorphism in *Ambystoma tigrinum nebulosum*, *Functional Ecology* 8(2):151-158.

Loredo, I., et D. Van Vuren. 1996. Reproductive ecology of a population of the California tiger salamander, *Copeia* 1996:895–901.

Manitoba Herp Atlas. 2011. Barred Tiger Salamander, disponible à l'adresse : http://www.naturenorth.com/Herps/MHA_Salamanders.html (consulté en septembre 2011; en anglais seulement).

Matsuda, B.M., D.M. Green et P.M. Gregory. 2006. Amphibians and reptiles of British Columbia, Royal British Columbia Museum, Victoria (Colombie-Britannique), 288 p.

McIntyre, P., et S. McCollum. 2000. Responses of bullfrog tadpoles to hypoxia and predators, *Oecologia* 125(2):301-308.

McMenamin, S.K., et E.A. Hadly. 2010. Developmental dynamics of *Ambystoma tigrinum* in a changing landscape, *BMC Ecology* 10:10.

Millar, J.B. 1989. Perspectives on the status of Canadian prairie wetlands, *Freshwater Wetlands and Wildlife* 61:829-852.

Miller, B.T., et J.H. Larsen, Jr. 1986. Feeding habits of metamorphosed *Ambystoma tigrinum melanostictum* in ponds of high pH (>9), *Great Basin Naturalist* 46:299-301.

Ministry of Agriculture de la Colombie-Britannique. 2011. Spotted Wing Drosophila (*Drosophila suzukii*), a new vinegar fly pest in British Columbia, disponible à l'adresse : http://www.agf.gov.bc.ca/cropprot/swd_brochure.pdf (consulté le 19 mars 2012; en anglais seulement).

Ministry of Environment de la Colombie-Britannique. 2010. British Columbia drought response plan, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, 36 p.

Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique. 1998. Habitat atlas for wildlife at risk: South Okanagan and Lower Similkameen, Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Victoria (British Columbia).

Ministry of Highways and Intrastructure de la Saskatchewan. 2013a. 2011 Traffic Volume map, disponible à l'adresse : http://www.highways.gov.sk.ca/ (consulté le 15 septembre 2012; en anglais seulement).

Ministry of Highways and Intrastructure de la Saskatchewan. 2013b. 2006 Traffic Volume map, disponible à l'adresse : http://www.highways.gov.sk.ca/ (consulté le 15 septembre 2012; en anglais seulement).

Ministry of Transportation and Highways de la Colombie-Britannique. 2012. Traffic data program, disponible à l'adresse : http://www.th.gov.bc.ca/trafficdata/tradas/ (consulté le 21 mars 2012; en anglais seulement).

Mitchell, P., et E.E. Prepas (éd.). 1990. The atlas of Alberta lakes, University of Alberta Press, Edmonton (Alberta), 675 p.

Monello, R.J., et R.G. Wright. 2001. Predation by Goldfish (*Carassius auratus*) on eggs and larvae of the Eastern Long-toed Salamander (*Ambystoma macrodactylum columbianum*), *Journal of Herpetology* 35:350-353.

Mullan, J., comm. pers. 2012. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting au sujet de l'utilisation de Malathion en Colombie-Britannique*, mars 2012, agent des pesticides, Integrated Pest Management Unit, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

NatureServe. 2011. NatureServe explorer: An online encyclopedia of life [application Web], NatureServe, Arlington (Virginie), disponible à l'adresse : www.natureserve.org/explorer.

Ngo, Andre, Vicki L. McKay et Robert W. Murphy. 2009. Programme de rétablissement de la salamandre tigrée (Ambystoma tigrinum) (population des Grands Lacs) au Canada [proposition], Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Agence Parcs Canada, Ottawa, vi + 27 p. + 1 annexe.

Noble, R., et I. Spendlow. 2006. South Okanagan, Similkameen and Kettle Valley tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*) inventory – 2006, BC Conservation Corps, Kelowna (Colombie-Britannique), 15 p.

Olenick, R.J., et J.H. Gee. 1981. Tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*) and stocked rainbow trout (*Salmo gairdneri*): potential competitors for food in Manitoba prairie pothole lakes, *Canadian Field Naturalist* 95:129–32.

Pagnucco, K. 2010. Using under-road tunnels to protect a declining population of long-toed salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) in Waterton Lakes National Park, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alberta, Edmonton (Alberta), 127 p.

Pagnucco, K.S., C.A. Paszkowski et G.J. Scrimgeour. 2011. Using cameras to monitor tunnel use by long-toed salamanders (*Ambystoma macrodactylum*): an informative, cost-efficient technique, *Herpetological Conservation and Biology* 6(2):277-286.

Parris, M.J., A. Storfer, J.P. Collins et E.W. Davidson. 2005. Life-history responses to pathogens in tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*) larvae, *Journal of Herpetology* 39(3):366-372.

Paszkowski, C., comm. pers., 2011. *Correspondance personnelle adressée à A. Whiting*, janvier à septembre 2011, professeur, University of Alberta, Edmonton (Alberta).

Patch, C.L. et D.A. Stewart. 1934. The tiger salamander at Ninette, Manitoba, *Canadian Field-Naturalist* 38(3):124-126.

Pauli, B.D., J.A. Perrault et S.L. Money. 2000. RATL: a database of reptile and amphibian toxicology literature, série de rapports techniques n° 357, Service canadien de la faune, Hull (Québec), 494 p.

Pearl, C.A., E.L. Bull, D.E. Green, J. Bowerman, M.J. Adams, A. Hyatt et W.H. Wente. 2007. Occurrence of the amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in the Pacific Northwest, *Journal of Herpetology* 41(1):145-149.

Pearman, P., et T. Garner. 2005. Susceptibility of Italian agile frog populations to an emerging strain of Ranavirus parallels population genetic diversity, *Ecology Letters* 8(4):401-408.

Pearman, P., T. Garner, M. Straub et U. Greber. 2004. Response of the Italian agile frog (*Rana latastei*) to a Ranavirus, frog virus 3: A model for viral emergence in naive populations, *Journal of wildlife diseases* 40(4):660-669.

Pechmann, J.H.K., D.E. Scott, R.D. Semlitsch, J.P. Caldwell, L.J. Vitt et J.W. Gibbons. 1991. Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations, *Science* 253:892–895.

Petranka, J.W. 1998. Salamanders of the United States and Canada, Smithsonian Institution Press, Washington D.C. ÉTATS-UNIS, 587 p.

Pfennig, D., M. Loeb et J. Collins. 1991. Pathogens as a factor limiting the spread of cannibalism in tiger salamanders, *Oecologia* 88(2):161-166.

Picco, A.M., A.P. Karam et J.P. Collins. 2010. Pathogen host switching in commercial trade with management recommendations, *EcoHealth* 7(2):252-256.

Picco, A.M., et J.P. Collins. 2008. Amphibian commerce as a likely source of pathogen pollution, *Conservation Biology* 22(Suppl. 6):1582-1589.

Preston, W.B. 1982. The amphibians and reptiles of Manitoba, Manitoba Museum of Man and Nature, Winnipeg (Manitoba), 128 p.

Puchniak, A.J. 2002. Recovery of bird and amphibian assemblages in restored wetlands in Prairie Canada, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alberta, Edmonton (Alberta), CANADA, 220 p.

Ramsey, H., S. Kennedy-Stoskopf, J. Levine, S. Taylor, D. Shea et M. Stoskopf. 2008. Acute toxicity and tissue distributions of malathion in *Ambystoma tigrinum*, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55(3):481-487.

Rashford, B.S., C.T. Bastian et J.G. Cole. 2011. Agricultural land-use change in Prairie Canada: Implications for wetland and waterfowl habitat conservation, *Canadian Journal of Agriculture* 59(2):185-205.

Redpath, K. 1990. Identification of relatively undisturbed areas in the South Okanagan and Similkameen valleys, British Columbia, Service canadien de la faune, Pacific and Yukon Regular Technical Report Service No. 108., 9 p.

Regester, K., M. Whiles et C. Taylor. 2006b. Decomposition rates of salamander (*Ambystoma maculatum*) life stages and associated energy and nutrient fluxes in ponds and adjacent forest in southern Illinois, *Copeia* 2006(4):640-649.

Regester, K.J., K.R. Lips et M.R. Whiles. 2006a. Energy flow and subsidies associated with the complex life cycle of ambystomatid salamanders in ponds and adjacent forest in southern Illinois, *Oecologia* 147(2):303-314.

Richardson, J.S., W. Klenner et J. Shatford, données inédites, manuscrit fourni à A. Whiting en 2011.

Richardson, J.S., W. Klenner et J. Shatford. 1998. Tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*) in the south Okanagan: effects of cattle grazing, range condition and breeding pond characteristics on habitat use and population ecology, Habitat Conservation Trust Fund, Victoria (Colombie-Britannique), rapport annuel du programme.

Richardson, J.S., W. Klenner et J. Shatford. 2000. The tiger salamander in British Columbia: an amphibian in an endangered desert environment, p. 407-412 *in* L.M. Darling (éd.) Proceedings of the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, (Colombie-Britannique), 15-19 février 1999.

Rose, F.L., et D. Armentrout. 1976. Adaptive strategies of *Ambystoma tigrinum* (Green) inhabiting the Llano Estacado of west Texas, *Journal of Animal Ecology* 45:713-729.

Routman, E.J. 1993. Population structure and genetic diversity of metamorphic and paedomorphic populations of the tiger salamander, *Ambystoma tigrinum*, *Journal of Evolutionary Biology* 6:329-357.

Russell, A.P., et A.M. Bauer. 2000. The amphibians and reptiles of Alberta, University of Alberta Press, Edmonton, 279 p.

Sarell, M.J. 1996. Status of the tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*) in British Columbia, Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Wildlife Branch, Oliver (Colombie-Britannique).

Sarell, M.J. 2004. Tiger Salamander, *Ambystoma tigrinum in* Accounts and Measures for Mapping Identified Wildlife – Accounts V, Ministry of Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 9 p.

Sarell, M.J., comm. pers. et données inédites. 2011. *Correspondance par téléphone et par courriel adressée à A. Whiting*, août 2011, biologiste/expert-conseil, Ophiuchus Consulting, Oliver (Colombie-Britannique).

Sarell, M.J., et S. Robertson. 1994. Survey of tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*) in the Okanagan Sub-region (1994), B.C. Environment, Victoria (Colombie-Britannique). 5 p.

Saskatchewan Fish and Wildlife. 2012. Database of fish stocking records (consulté en mars 2012).

Scheffers, B. 2010. The value of stormwater wetlands for supporting multiple life-history stages of the wood frog (*Lithobates sylvaticus*) in the City of Edmonton, Alberta, Canada, thèse de maîtrise ès sciences, University of Alberta, Edmonton (Alberta) 144 p.

Schloegel, L.M., J.M. Hero, L. Berger, R. Speare, K. McDonald et P. Daszak. 2006. The decline of the sharpsnouted day frog (*Taudactylus acutirostris*): the first documented case of extinction by infection in a free-ranging wildlife species?, *EcoHealth* 3:35–40.

Schock, D.M. 2001. COSEWIC status report on the Tiger Salamander, *Ambystoma tigrinum*, in Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario), 44 p.

Schock, D.M., comm. pers. et données inédites. 2011. *Correspondance par téléphone et par courriel adressée à A. Whiting*, août et septembre 2011, biologiste/instructeur, Keyano College, Fort McMurray (Alberta).

Schock, D.M., G.R. Ruthig, J.P. Collins, S.J. Kutz, S. Carriere, R.J. Gau, A.M. Veitch, N.C. Larter, D.P. Tate, G. Guthrie, D.G. Allaire et R.A. Popko. 2010. Amphibian chytrid fungus and ranaviruses in the Northwest Territories, Canada, *Diseases of aquatic organisms* 92(2-3):231-240.

Schock, D.M., T.K. Bollinger et J.P. Collins. 2009. Mortality rates differ among amphibian populations exposed to three strains of a lethal Ranavirus, *Ecohealth* 6(3):438-448.

Schock, D.M., T.K. Bollinger, V.G. Chinchar, J.K. Jancovich et J.P. Collins. 2008. Experimental evidence that amphibian ranaviruses are multi-host pathogens, *Copeia* (1):133-143.

Schwalbe, C.R., et P.C. Rosen. 1999. Bullfrogs – the dinner guests we're sorry we invited, *Sonorensis* 19:8-10.

Semlitsch, R.D. 1983. Structure and dynamics of two breeding populations of the eastern tiger salamander, *Ambystoma tigrinum*, *Copeia* 1983(3):608-616.

Semlitsch, R.D. 1987. Interactions between fish and salamander larvae. Costs of predator avoidance or competition?, *Oecologia* 72(4):481-486.

Semlitsch, R.D., D.E. Scott, J.H.K. Pechmann et J.W. Gibbons. 1996. Structure and dynamics of an amphibian community: evidence from a 16-year study of a natural pond *in* Cody, M.L., et J. Smallwood (éd.), Long-term studies of vertebrate communities, Academic Press, San Diego.

Sepulveda, A.J., et W.H. Lowe. 2011. Coexistence in stream: do source-sink dynamics allow salamanders to persist with fish predators?, *Oecologia* 166: 1043-1054.

Sever, D.M., et C.F. Dineen. 1978. Reproductive ecology of the tiger salamander, *Ambystoma tigrinum*, in northern Indiana, *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 87:189–203.

Sexton, O.J., et J.R. Bizer. 1978. Life history patterns of *Ambystoma tigrinum* in montane Colorado, *American Midland Naturalist* 99:101-118.

Shaffer, H., et M. McKnight. 1996. The polytypic species revisited: Genetic differentiation and molecular phylogenetics of the tiger salamander *Ambystoma tigrinum* (Amphibia: Caudata) complex, *Evolution* 50(1):417-433.

Sih, A., L. Kats et E. Maurer. 2003. Behavioural correlations across situations and the evolution of antipredator behaviour in a sunfish-salamander system, *Animal Behaviour* 65:29-44.

Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team. 2008. Recovery strategy for the Tiger Salamander (*Ambystoma tigrinum*), Southern Mountain Population in British Columbia, préparé pour le Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 22 p.

Spear, S.F., C.R. Peterson, M.D. Matocq et A. Storfer. 2005. Landscape genetics of the blotched tiger salamander (*Ambystoma tigrinum melanostictum*), *Molecular Ecology* 14(8):2553-2564.

Spear, S.F., C.R. Peterson, M.D. Matocq et A. Storfer. 2006. Molecular evidence for historical and recent population size reductions of tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*) in Yellowstone National Park, *Conservation Genetics* 7(4):605-611.

Species Inventory Database de la Colombie-Britannique. 2011. BC Species Inventory Web Explorer, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (British Columbia), disponible à l'adresse : http://a100.gov.bc.ca/pub/siwe/search_reset.do (consulté le 19 septembre 2011; en anglais seulement).

Statistique Canada. 2012. Données sur les exploitations et les exploitants agricoles : Recensement de l'agriculture de 2011, disponible à l'adresse : http://www.statcan.gc.ca/pub/95-640-x/2012002-fra.htm (consulté le 13 septembre 2012].

Stebbins, R.C. 1985. A Field Guide to Western Reptiles and Amphibians, Houghton Mifflin Co., Boston (Massachusetts), 336 p.

Steen, D., L. Smith, G. Miller et S. Sterrett. 2006. Post-breeding terrestrial movements of *Ambystoma tigrinum* (Eastern Tiger Salamanders), *Southeastern Naturalist* 5(2):285-288.

Stevens, S.D., D.R.C. Prescott et D.P. Whiteside. 2012. Occurrence and prevalence of chytrid fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*) in amphibian species of Alberta, Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, Alberta Species at Risk Report No. 143, Edmonton (Alberta). 24 p.

Stipec, K., comm. pers. 2012. *Courriel adressé à Lea Gelling et transféré à A. Whiting*, février 2012, spécialiste de l'information sur les espèces en péril, Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Storfer, A., et C. White. 2004. Phenotypically plastic responses of larval tiger salamanders, *Ambystoma tigrinum*, to different predators, *Journal of Herpetology* 38(4):612-615.

Storfer, A., S. Mech, M. Reudink, R. Ziemba, J. Warren et J. Collins. 2004. Evidence for introgression in the endangered Sonora Tiger Salamander, *Ambystoma tigrinum stebbinsi* (Lowe), *Copeia* 2004(4):783-796.

Tanner, W.W., D.L. Fisher et T.J. Willis. 1971. Notes on the life history of *Ambystoma tigrinum nebulosum* Hallowell in Utah, *Great Basin Naturalist* 31:213-222.

Tarangle, D., et M. Yelland. 2005. 2005 South Okanagan tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*) larvae inventory, rapport préparé pour le Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Penticton (Colombie-Britannique).

Taylor, M., comm. pers. 2011. *Conversation personnelle avec A. Whiting*, août 2011, étudiant diplômé, University of Alberta, Edmonton (Alberta).

Transports Canada. 2012. Projets en cours : Colombie Britannique, disponible à l'adresse : http://www.tc.gc.ca/fra/programmes/surface-autoroutes-projets-cb-874.htm (consulté le 19 mars 2012).

Trenham, P., et H. Shaffer. 2005. Amphibian upland habitat use and its consequences for population viability, *Ecological Applications* 15(4):1158-1168.

Trenham, P.C., H.B. Shaffer, W.D. Koenig et M.R. Stromberg. 2000. Life history and demographic variation in the California tiger salamander (*Ambystoma californiense*), *Copeia* 2000:365–377.

Tyler, T., W. Liss, L. Ganio, G. Larson, R. Hoffman, E. Deimling et G. Lomnicky. 1998. Interaction between introduced trout and larval salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) in high-elevation lakes, *Conservation Biology* 12(1):94-105.

Tyning, T.F. 1990. A guide to amphibians and reptiles. Little, Brown and Company, Boston (Massachusetts), 400 p.

United Agri Products. 2010. Malathion 85E commercial insecticide usage instructions, United Agri Products Canada Inc., disponible en ligne : http://www.al.gov.bc.ca/pesticides/malathion_emergency_%20label.pdf (consulté le 16 mars 2012; en anglais seulement).

Vanderschuit, W., comm. pers. 2011. *Correspondance par courriel adressée à A. Whiting*, août et septembre 2011, scientifique des écosystèmes, Parc national du Canada du Mont-Riding, Parcs Canada, Wasagaming (Manitoba).

Voorduow, M.J., D. Adama, B. Houston, P. Govindarajulu et J. Robinson. 2010. Prevalence of the pathogenic chytrid fungus, *Batrochochytrium dendrobatidis*, in an endangered population of northern leopard frogs, *Rana pipiens*, *BMC Ecology* 10:1-6.

Washington Herp Atlas. 2011. Tiger Salamander, disponible en ligne : http://www1.dnr.wa.gov/nhp/refdesk/herp/speciesmain.html (consulté en septembre 2011; en anglais seulement).

Waterton Lakes National Park Wildlife Observations. 2011. Database of wildlife observations, query for tiger salamanders, consulté en septembre 2011, Parcs Canada.

Watmough, M.D., et M.J. Schmoll. 2007. Environment Canada's Prairie and Northern Region habitat monitoring program phase II: recent habitat trends in the Prairie Habitat Joint Venture, série de rapports techniques n° 493, Environnement Canada, Service canadien de la faune, Edmonton (Alberta), 135 p.

Webb, R.G., et W. L. Roueche. 1971. Life history aspects of the tiger salamander (*Ambystoma tigrinum mavortium*) in the Chihuahuan Desert, *The Great Basin Naturalist* 31:193-212.

Whiteman, H., R. Howard et K. Whitten. 1995. Effects of pH on embryo tolerance and adult behavior in the tiger salamander, *Ambyostoma tigrinum tigrinum*, *Canadian Journal of Zoology* 73(8):1529-1537.

Whiteman, H., S. Wissinger et A. Bohonak. 1994. Seasonal movement patterns in a subalpine population of the tiger salamander, *Ambystoma tigrinum* nebulosum, *Canadian Journal of Zoology* 72(10):1780-1787.

Whittington, R.J., J.A. Becker et M.M. Dennis. 2010. Iridovirus infections in finfish - critical review with emphasis on ranaviruses, *Journal of Fish Disease* 33:95-122.

Wilbur, H.M., et J.P. Collins. 1973. Ecological aspects of amphibian metamorphosis, *Science* 182(4119):1305-1314.

Wind, E. 2005. Effects of nonnative predators on aquatic ecosystems, rapport préparé pour le Ministry of Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Wissinger, S., H. Whiteman, G. Sparks, G. Rouse et W. Brown. 1999. Foraging trade-offs along a predator-permanence gradient in subalpine wetlands, *Ecology* 80(6):2102-2116.

Wissinger, S., H. Whiteman, M. Denoel, M. Mumford et C. Aubee. 2010. Consumptive and nonconsumptive effects of cannibalism in fluctuating age-structured populations, *Ecology* 91(2):549-559.

Zaret, T.M. 1980. Predation and freshwater communities, Yale University Press, New Haven, (Connecticut), 187 p.

Zeiber, R., T. Sutton et B. Fisher. 2008. Western mosquitofish predation on native amphibian eggs and larvae, *Journal of Freshwater Ecology* 23(4):663-671.

Zerba, K., et J. Collins. 1992. Spatial heterogeneity and individual variation in diet of an aquatic top predator, *Ecology* 73(1):268-279.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Arthur Whiting a obtenu son baccalauréat en zoologie en 1999 à l'Université de Guelph (University of Guelph), où il a réalisé un projet sur l'hérédité des isoenzymes chez l'*Ambystoma maculatum* avec Jim Bogart. Il a rédigé son mémoire de maîtrise (« Population ecology of the western chorus frog *Pseudacris triseriata* ») à l'Université McGill en 2004, avant d'achever sa thèse de doctorat (« Factors affecting larval growth and development of the boreal chorus frog *Pseudacris maculata* ») en 2010. Arthur Whiting effectue actuellement de la recherche postdoctorale sur la phénologie des amphibiens et des oiseaux en réaction aux conditions climatiques et aux changements mondiaux au sein du réseau de chercheurs continental TWGCRN.

Les recherches de M. Whiting se concentrent sur les facteurs déterminants qui agissent sur le recrutement, la croissance et le régime alimentaire des larves d'anoures, ainsi que sur l'utilisation de l'habitat des anoures terrestres. La majeure partie de ces efforts est centrée sur les rainettes du genre *Pseudacris*, mais il conserve un vif intérêt pour tous les amphibiens. Récemment, il a donné des cours sur l'écologie des populations à l'Université de l'Alberta, et il est chargé de cours en limnologie au NAIT.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Musée zoologique de l'Université de l'Alberta, spécimen 2999, pour vérifier le lieu du prélèvement (le lieu indiqué sur l'étiquette différait de celui figurant dans la base de données du musée – le lieu de prélèvement a été choisi d'après une carte de la répartition de l'espèce).

Le Musée du Manitoba (Manitoba Museum), photos des spécimens MM365, MM367, MM368, MM373, MM375, MM377, MM379, MM380, MM384, pour confirmer l'identité de l'*Ambystoma mavortium* par comparaison avec la salamandre tigrée de l'Est (MM375).

Annexe 1 : Résultats du calculateur d'impact des menaces pour la population des montagnes du Sud de la salamandre tigrée de l'Ouest en Colombie-Britannique (février 2012).

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	*Ambystoma mavortium* – population des montagnes du Sud
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui) :	23/02/2012
Évaluateurs(s) :	Évaluation originale par P. Chytyk, 2008; L. Gelling a transféré les cotes examinées en 2008. Révision et mise à jour en février 2012 par K. Ovaska, P. Govindarajulu, D. Fraser, L. Gelling, M. Herborg, S. Ashpole, A. Whiting, J. Hobbs, L. Ramsay
Références :	Rapport de situation du COSEPAC de 2012 (ébauche); Plan de rétablissement de 2008

Guide pour le calcul de l'impact global :

		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	1	0
B	Élevé	1	0
C	Moyen	2	3
D	Faible	3	4
	Impact global des menaces calculé :	Très élevé	Élevé
	Valeur d'impact global attribuée :		
	Ajustement de la valeur calculée – justification :		
	Impact global des menaces – commentaires :	***Durée d'une génération : 6,5 ans; 3 générations = environ 20 ans. Les anciennes cotes sont en noir, et les nouveaux commentaires obtenus durant l'examen par le comité d'experts sont en gras italique mauve; les anciens commentaires sont séparés des nouveaux par « ** ».***	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	D	Faible	Faible (1-10 %)	Grave - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	
1.1	Habitations et zones urbaines	D	Faible	Faible (1-10 %)	Grave - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	L'aménagement des terres a éliminé et continue d'éliminer l'habitat propice à l'espèce adjacent aux plans d'eau (ESR - Sarell, 1996). L'aménagement résidentiel et agricole constitue la plus grave menace pour la salamandre tigrée de l'Ouest, et demeure intense et répandu dans son aire de répartition (citations dans le Plan de rétablissement). La fragmentation des habitats causée par l'aménagement du territoire entraîne un risque de perturbation des déplacements et de la dispersion de l'espèce (citations dans le Plan de rétablissement + SA). ** Il est possible que la salamandre tigrée disparaisse des milieux urbains (deux exemples dans la région de l'Okanagan), mais la probabilité que les milieux humides actuels soient remblayés au cours des dix prochaines années est faible. Toutefois, la portée comprend les milieux humides et les milieux secs (où la salamandre passe 99 % de son temps). Si on ne tenait compte que des milieux humides, la portée pourrait être inférieure à 11 %; en tenant compte des milieux secs seulement, la portée serait « restreinte ».
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Établissements d'emballage et aires de casse de voitures situées dans l'aire de répartition de l'espèce. Nouvelle prison dans l'habitat de purshie tridentée.
1.3	Tourisme et espaces récréatifs		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Possibilité d'activités récréatives le long des rives, terrains de golf.
2	Agriculture et aquaculture	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Les deux menaces agissent dans différentes zones et donc s'additionnent. Par conséquent, elles obtiennent une cote plus élevée qu'individuellement.
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois	D	Faible	Faible (1-10 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	L'aménagement résidentiel et agricole (vergers/vignobles) constitue la plus grave menace pour la salamandre tigrée de l'Ouest, et demeure intense et répandu dans son aire de répartition (citations dans le Plan de rétablissement). ** Les puits de contrôle des systèmes d'irrigation (environ de 10 à 12 par 10 acres de terres agricoles) peuvent agir comme pièges-fosses mortels dans les vignobles et les vergers. Le nivelage et le remblayage associés à l'aménagement d'un nouveau vignoble pourraient tuer la plupart des individus dans une région donnée mais, à l'échelle d'une population, la salamandre pourrait revenir dans la région.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						Non préoccupant dans l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
2.3	Élevage et élevage à grande échelle	D	Faible	Grande (31-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Le piétinement par le bétail dans les étangs peu profonds a un effet négatif (Sarell, 1996). ** La plupart des occurrences à altitude élevée de la salamandre tigrée de l'Ouest sont associées à la présence de vaches. Le piétinement serait limité, mais la salamandre entre en compétition pour l'eau au cours des années de sécheresse, et pourrait rester emprisonnée dans les traces de sabots (quelques exemples dans la région de l'Okanagan). Le piétinement pourrait aussi augmenter au cours des années de sécheresse.
3	Production d'énergie et exploitation minière						Non préoccupante dans l'aire de répartition de l'espèce en Colombie-Britannique.
4	Corridors de transport et de service	BC	Élevé - moyen	Très grande (71-100 %)	Grave - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées	BC	Élevé - moyen	Très grande (71-100 %)	Grave - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Presque toutes les occurrences sont situées à moins de 1 km d'une route (90 % sont situées à moins de quelque 650 m d'une route; 100 % des sites de reproduction sont situés à moins de 750 m d'une route); les jeunes sont les plus vulnérables. La mortalité de la salamandre tigrée de l'Ouest est élevée sur l'autoroute 97, à proximité d'Oliver (étude en cours sur l'élargissement de l'autoroute).
4.2	Lignes de services publics		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Des lignes de transport d'électricité sont présentes dans l'aire de répartition de l'espèce, mais leurs répercussions sur celle-ci sont inconnues.
5	Utilisation des ressources biologiques		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et prélèvement d'animaux terrestres		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La collecte de salamandres pour servir d'animaux de compagnie ou à d'autres fins pourrait exister, à un faible degré. L'utilisation comme appât est interdite en Colombie-Britannique.
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	22 occurrences connues sur 75 sont situées dans des parcs ou des zones d'habitat faunique (30 %) (Sarell, 1996). Portée – l'aire de répartition de la salamandre tigrée n'est pas touchée par une exploitation forestière intensive; la récupération du bois endommagé par le dendroctone du pin ponderosa a lieu à de plus hautes altitudes.
6	Intrusions et perturbations humaines						
6.1	Activités récréatives						Nous n'avons pas jugé que les courses dans la boue étaient préoccupantes au moment de réaliser l'évaluation, mais cette information doit être vérifiée.
7	Modification du système naturel	D	Faible	Faible (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	On pense que, en cas d'incendie, la plupart des salamandres restent sous le sol et survivent, à moins que le feu soit très chaud et élève grandement la température du sol. La suppression des incendies n'est pas préoccupante pour l'espèce.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
7.2	Barrages, gestion et utilisation de l'eau	D	Faible	Faible (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Des sites de reproduction ont été perdus à la suite de sécheresses ou d'activités de remblayage de milieux humides ou de détournement des eaux; les prises d'eau pour l'irrigation tuent aussi les salamandres (Sarell, 1996). ** Commentaire : les pertes passées n'ont aucun lien avec l'évaluation actuelle, mais on peut en tenir compte comme données historiques. Le drainage de la Similkameen (les États-Unis entendent inonder la Similkameen dans le cadre d'un projet de barrage visant l'atténuation de la sécheresse) constitue une menace, mais les occurrences de la salamandre tigrée dans cette région sont rares. Certains problèmes sont liés à l'irrigation sur quelques sites (comme l'indique Sarell ci-dessus). L'impact de l'assèchement des milieux humides est grand; c'est pourquoi la gravité est jugée extrême.
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques	AC	Très élevé - moyen	Très grande (71-100 %)	Extrême - modérée (11-100 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques et non indigènes envahissantes	AC	Très élevé - moyen	Très grande (71-100 %)	Extrême - modérée (11-100 %)	Élevée (continue)	L'introduction de poissons a entraîné la disparition de la salamandre tigrée dans plusieurs lacs (au moins deux populations) et une grave réduction du nombre d'individus dans d'autres plans d'eau (Sarell, 1996). Le ouaouaron peut contribuer à la disparition de l'espèce dans des sites de la région d'Osoyoos (Ashpole, comm. pers., 2006 dans le Plan de rétablissement). La mortalité associée au *Batrachochytrium dendrobatidis* n'a pas été observée chez cette espèce pour l'instant, mais elle devrait être surveillée. ** Dans le sud de la vallée de l'Okanagan, on a observé une forte propagation des poissons non indigènes au cours des 10 à 20 dernières années. Les petits milieux humides utilisés par la salamandre tigrée pour la reproduction sont habituellement exempts de poissons. Dans certains plans d'eau plus gros, la salamandre pourrait cohabiter avec des poissons non indigènes, mais on ne sait pas si des déclins sont survenus à la suite d'introductions de poissons non indigènes. La plupart des étangs qui peuvent soutenir des poissons feront l'objet d'une telle introduction. Dans la région de l'Okanagan, par exemple, un petit étang a été converti en plan d'eau pour la pêche sportive à la suite d'activités d'empoissonnement. L'introduction de poissons a aussi lieu aux fins de la lutte contre les moustiques – un bulletin du ministère de la Santé (Ministry of Health) de la Colombie-Britannique suggère d'introduire des poissons dans les étangs comme mesure de lutte contre le virus du Nil occidental. Par exemple, la salamandre a disparu de deux étangs où des carassins ont été introduits; une fois l'éradication des poissons accomplie, la salamandre est revenue.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
8.2	Espèces indigènes problématiques		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	L'introduction des truites est examinée dans la rangée précédente (8.1). Le virus de l'*Ambystoma tigrinum* cause beaucoup de mortalité dans les Rocheuses, mais sa prévalence et ses répercussions en Colombie-Britannique sont incertaines.
8.3	Introduction de matériel génétique		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	On trouve d'autres salamandres du genre *Ambystoma* dans les animaleries, qui ne sont visées par aucun règlement ni mesure d'application de la loi. Ces autres salamandres peuvent être hybrides (comme en Californie, par exemple), mais on ne sait pas s'il en est de même pour la salamandre tigrée de l'Ouest.
9	Pollution	C D	Moyen - faible	Grande (31-70 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines		Inconnu	Faible (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Au moins une population reproductrice occupe un étang d'eaux usées (Oliver, Osoyoos), mais on ignore quels sont les effets des polluants présents à cet endroit.
9.3	Effluents agricoles et forestiers	C D	Moyen - faible	Grande (31-70 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Ashpole a corrélé la mortalité et la survie réduite des œufs d'amphibiens aux fortes concentrations de pesticides dans les vergers du sud de la vallée de l'Okanagan (références dans le Plan de rétablissement) Portée – la pollution atmosphérique semble augmenter (confirmé par le ministère de l'Environnement), possiblement aussi dans les lacs situés à haute altitude.
9.4	Détritus et déchets solides						Le remplissage des milieux humides peu profonds avec des déchets n'est actuellement pas une menace.
9.5	Polluants atmosphériques						Nous avons inclus la pollution atmosphérique associée à l'agriculture au point 9.3.
9.6	Énergie excessive		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	La pollution légère pourrait être néfaste à certains sites, mais ses effets sont inconnus (des effets sont observés chez les anoures).
11	Changement climatique et phénomènes météorologiques violents	D	Faible	Faible (1-10 %)	Grave - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	
11.2	Sécheresses	C D	Moyen - faible	Restreinte (11-30 %)	Grave - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les modèles du changement climatique indiquent que les températures seront plus élevées et les précipitations moins fréquentes en été, et que les températures seront plus élevées et les précipitations plus fréquentes en hiver. Un nombre important de petits milieux humides ont été asséchés ou presque – la salamandre tigrée a dû se déplacer vers les petits milieux humides en raison de l'empoissonnement dans les grands plans d'eau, et ces petits milieux sont plus vulnérables aux effets du changement climatique. Les épisodes de sécheresse pluriannuelle peuvent être problématiques (par exemple, le lac White est asséché depuis 10 ans).

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
11.3	Températures extrêmes		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Les augmentations de la température de l'eau pourraient constituer une menace, mais l'espèce est assez tolérante. De plus, les adultes peuvent se réfugier sous le sol. La prévalence ou la virulence de certaines maladies (possiblement l'ATV) pourraient augmenter à des températures plus élevées.

Annexe 2 : Résultats du calculateur d'impact des menaces pour la population boréale et des Prairies de la salamandre tigrée de l'Ouest (septembre 2012).

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	*Ambystoma mavortium* – population boréale et des Prairies
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui) :	11/09/2012
Évaluateurs(s) :	C. Paszkowski, K. Ovaska, D. Schock, A. Whiting
Références :	Rapport de situation du COSEPAC de 2012 (ébauche)

Guide pour le calcul de l'impact global :

		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	1	0
C	Moyen	5	3
D	Faible	3	6
	Impact global des menaces calculé :	Très élevé	Élevé

Valeur d'impact global attribuée :	
Ajustement de la valeur calculée – justification :	
Impact global des menaces – commentaires :	***Durée d'une génération : 6,5 ans; 3 générations = environ 15 à 18 ans.***

Menace		**Impact (calculé)**		**Portée (10 proch. années)**	**Gravité (10 ans ou 3 gén.)**	**Actualité**	**Commentaires**
1	Développement résidentiel et commercial	D	Faible	Faible (1-10 %)	Grave - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	
1.1	Habitations et zones urbaines	D	Faible	Faible (1-10 %)	Grave - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	L'expansion de l'aménagement résidentiel a lieu autour des grands centres. Certaines des populations examinées par D. Schock au nord-ouest de Saskatoon n'existent plus en raison du développement. Des sites de reproduction ont été détruits à Edmonton et dans les environs, mais la salamandre persiste dans des milieux humides naturels et aménagés à l'intérieur de la ville (la viabilité à long terme de ces populations est inconnue).
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
1.3	Tourisme et espaces récréatifs		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
2	Agriculture et aquaculture	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Alberta : de nouvelles terres font occasionnellement l'objet de conversions (par exemple, en terres agricoles irriguées pour la culture de pommes de terre); la superficie des cultures en rangs diminue, particulièrement dans le nord de l'Alberta. Une intensification des cultures a eu lieu et se poursuit. Même chose en Saskatchewan et au Manitoba. L'agriculture est plus intensive en Saskatchewan qu'en Alberta.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême - grave (31-100 %)	Élevée (continue)	Des plantations de peupliers sont présentes en Alberta et en Saskatchewan, et leur aménagement se poursuit. Ces plantations exigent habituellement la conversion de terres déjà perturbées ou situées dans de petits boisés. Leur aménagement est intensif, et leurs cycles d'exploitation sont courts.
2.3	Élevage et élevage à grande échelle	C D	Moyen - faible	Restreinte (11-30 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Empreinte restreinte : 27 % de la prairie-parc de l'Alberta est constituée de pâturages, et 46 % de cultures. Dans la région des prairies de l'Alberta : on compte 42 % de cultures et 12 % de pâturages. Dans le nord de l'Alberta : on assiste à une déforestation aux fins de l'élevage, mais celle-ci pourrait accroître la disponibilité de l'habitat ouvert pour la salamandre tigrée de l'Ouest. Manitoba : beaucoup de zones agricoles mixtes (bétail et cultures). Dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, l'agriculture est plus répandue que l'élevage. À cet égard, la densité du bétail agit sur la gravité de la menace. Le piétinement des étangs peu profonds par le bétail a un effet négatif sur l'espèce (Sarell, 1996). L'éradication des rongeurs constitue aussi un problème potentiel dans l'habitat des milieux secs. Commentaire pour la population de la Colombie-Britannique : au cours des années de sécheresse, la salamandre tigrée entre en compétition pour l'eau et peut rester emprisonnée dans les traces de sabot profondes (Sara Ashpole a vu quelques exemples). Le piétinement peut aussi augmenter au cours des années de sécheresse.
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce		Inconnu	Inconnue	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Les mares de stockage et les milieux humides situés sur des terres privées (assujettis à des permis d'aquaculture en Alberta) sont courants en Saskatchewan. Certains propriétaires fonciers empoisonnent délibérément les étangs avant d'y introduire des poissons, au cours de la même année (sulfate de cuivre pour éliminer les algues et d'autres poisons pour les poissons déjà en place). En 2003, l'aquaculture a produit 2 109 tonnes de poissons en Alberta (http://www.foecanada.org/WSP%20Lexicon/Freshwater%20Aquaculture%20in%20Canada.pdf [en anglais seulement]).

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
3	Production d'énergie et exploitation minière	D	Faible	Faible (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
3.1	Forages pétroliers et gaziers		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Les forages sont répandus dans le sud de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba. Nous avons tenu compte de l'empreinte réelle du forage, des stations de compression et des autres infrastructures (sans compter les pipelines). Alberta (Prairies) : < 2 % de terres aménagées pour l'industrie (espace touché par l'infrastructure; surtout des projets pétroliers et gaziers). Industrie aussi répandue en Saskatchewan. Source des chiffres pour l'Alberta : http://www.abmi.ca/abmi/humanfootprint/hfsummary.jsp [en anglais seulement].
3.2	Exploitation de mines et de carrières	D	Faible	Faible (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Infrastructure prise en compte : mines de potasse, mines de charbon, gravières – répandues dans le sud-est de la Saskatchewan.
3.3	Énergie renouvelable		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Parc d'éoliennes dans le sud de l'Alberta (loin de l'aire de répartition de l'espèce); les éoliennes ne sont généralement pas installées dans l'habitat de la salamandre tigrée de l'Ouest.
4	Corridors de transport et de service	C D	Moyen - faible	Grande (31-70 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées	C D	Moyen - faible	Grande (31-70 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	La gravité varie en fonction du type de route; certaines routes situées sur des fermes ou routes de service sont peu achalandées, ce qui réduit la gravité globale de la menace. La cote est passée de « grave – légère » à « modérée – légère » (d'après un examen post-conférence réalisé par K. Ovaska et C. Paszkowski)
4.2	Lignes de services publics	D	Faible	Faible (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Alberta (prairie) : 2 à 3 % de la superficie terrestre touchée. Les effets négatifs sur l'espèce comprennent les obstacles aux déplacements et la perte d'habitat (par l'assèchement des milieux humides), mais des étangs peuvent aussi être créés.
5	Utilisation des ressources biologiques		Négligeable	Faible (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et prélèvement d'animaux terrestres		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La collecte de salamandres pour servir d'animaux de compagnie ou à d'autres fins pourrait exister, à un faible degré. L'utilisation personnelle de l'espèce comme appât est permise au Manitoba, mais l'ampleur de cette pratique est faible. En Alberta, les appâts vivants peuvent être recueillis pour la pêche à des fins personnelles, mais ils doivent être utilisés sur place et ne peuvent être transportés dans un autre lac.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois		Négligeable	Faible (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	L'altération de l'habitat constitue une préoccupation potentielle, mais tous les effets ne sont pas nécessairement néfastes : l'exploitation forestière dégage l'habitat et peut rendre celui-ci plus propice à l'espèce (elle peut même favoriser l'expansion de l'aire de répartition vers le nord en Alberta, puisque des écureuils terrestres et d'autres espèces des prairies arrivent après la coupe de peuplements forestiers fermés).
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Faible (1-10 %)	Grave - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Faible (1-10 %)	Grave - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	Les véhicules hors route, surtout les VTT, et les courses dans la boue en particulier sont problématiques dans les Prairies. Certaines personnes visent les milieux humides et peuvent détruire l'habitat et tous les œufs dans un étang.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Des activités d'entraînement de la Défense nationale ont lieu dans certaines régions où vivent des salamandres (Suffield, Wainright et d'autres lieux abritent la salamandre tigrée); certains exercices militaires peuvent créer un habitat de milieu humide.
7	Modification du système naturel	B D	Élevé - faible	Grande (31-70 %)	Grave - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Négligeable	Faible (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Suppression des incendies : la prairie-parc empiète sur la prairie en Alberta, et des peuplements forestiers fermés empiètent sur la prairie-parc; l'habitat boisé est utilisable par la salamandre à condition que le couvert forestier ne soit pas trop fermé. Extrait de l'évaluation réalisée en Colombie-Britannique : on pense que, en cas d'incendie, la plupart des salamandres restent sous le sol et survivent, à moins que le feu soit très chaud et élève grandement la température du sol.
7.2	Barrages, gestion et utilisation de l'eau	B D	Élevé - faible	Grande (31-70 %)	Grave - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	La gestion de l'eau a lieu dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce; tous les types d'agriculture nécessitent une telle gestion. Certaines répercussions peuvent être positives (excavation d'étangs), mais la plupart sont probablement négatifs.
7.3	Autres modifications de l'écosystème		Négligeable	Faible (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Remise en état des terres (par exemple, dans le cas d'exploitations minières).
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques	C	Moyen	Très grande (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
8.1	Espèces exotiques et non indigènes envahissantes	C	Moyen	Très grande (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	La truite arc-en-ciel, les autres poissons introduits et le *Batrachochytrium dendrobatidis* (possiblement indigène) sont pris en compte. La salamandre tigrée ne coexiste pas bien avec les poissons, et l'empoissonnement est répandu dans l'aire de répartition de l'espèce en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba. La mortalité associée au *B. dendrobatidis* n'a pas encore été observée chez cette espèce, mais elle devrait être surveillée. La cote est passée de « grave – modérée » à « modérée » (d'après un examen post-conférence réalisé par K. Ovaska et C. Paszkowski).
8.2	Espèces indigènes problématiques	C D	Moyen - faible	Très grande (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	L'introduction de truites est problématique (les espèces introduites et indigènes sont prises en compte dans la rangée 8.1.). Le virus de l'*Ambystoma tigrinum* (ATV) est prévalent dans l'aire de répartition de l'espèce, mais ne mène pas toujours à la maladie. Les épidémies sont peu documentées, sauf dans certaines régions de la Saskatchewan. De plus, la connectivité de l'habitat est préoccupante et agit sur la propagation de la maladie. Des souches envahissantes non indigènes de l'ATV pourraient aussi être présentes en raison des déplacements des larves et des poissons. Des répercussions sont liées à certaines utilisations des terres. Dans les environs de Regina, aucun rétablissement n'a eu lieu à la suite d'épidémies. La cote de gravité est passée de « grave – légère » à « modérée – légère » (d'après un examen post-conférence réalisé par K. Ovaska et C. Paszkowski).
8.3	Introduction de matériel génétique		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Extrait de l'évaluation réalisée en Colombie-Britannique : On trouve d'autres salamandres du genre *Ambystoma* dans les animaleries, qui ne sont visées par aucun règlement ni mesure d'application de la loi. Ces autres salamandres peuvent être hybrides (comme en Californie, par exemple), mais on ne sait pas s'il en est de même pour la salamandre tigrée de l'Ouest.
9	Pollution	C	Moyen	Très grande (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines	D	Faible	Faible (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Eutrophisation, présence occasionnelle de métaux lourds. De nombreux bassins en Alberta sont naturellement eutrophes ou hypereutrophes.
9.2	Effluents industriels et militaires	D	Faible	Faible (1-10 %)	Grave – modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Déversements pétroliers; mines de charbon; effluents des mines de potasse et d'autres mines.
9.3	Effluents agricoles et forestiers	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Roundup[MD], ruissellement, sédimentation, engrais. La cote est passée de « grave à modérée » à « modérée » (d'après un examen post-conférence réalisé par K. Ovaska et C. Paszkowski)

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Actualité	Commentaires
9.4	Détritus et déchets solides		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
9.5	Polluants atmosphériques		Inconnu	Très grande (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Rejet de polluants des villes et des projets pétroliers et gaziers, y compris des métaux lourds. Les pluies acides sont problématiques dans certaines régions, comme dans les montagnes de l'Alberta. Ces polluants peuvent voyager sur de grandes distances.
9.6	Énergie excessive		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Eau chaude provenant des centrales électriques. La pollution légère pourrait être néfaste à certains sites, mais ses effets sont inconnus (des effets sont observés chez les anoures).
11	Changement climatique et phénomènes météorolo-giques violents	C D	Moyen - faible	Grande (31-70 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
11.2	Sécheresses	C D	Moyen - faible	Grande (31-70 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Les répercussions prévues les plus importantes sont associées aux sécheresses, qui se produisent déjà : la sécheresse de 2002 a touché l'ensemble de la partie sud de la Saskatchewan. Les répercussions sur la salamandre dépendent du contexte : certaines populations peuvent être décimées, tandis que d'autres, situées ailleurs, peuvent être peu touchées. La cote de gravité est passée de « grave – modérée » à « modérée – légère » (d'après un examen post-conférence réalisé par K. Ovaska et C. Paszkowski).
11.3	Températures extrêmes		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Les hivers froids peuvent être problématiques, si la variabilité des températures hivernales augmente. La hausse de la température de l'eau ne constitue probablement pas une menace, car l'espèce est relativement tolérante et est présente loin au sud. De plus, les adultes peuvent se réfugier sous la surface du sol.
11.4	Tempêtes et inondations		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	De manière générale, on prévoit des tempêtes plus violentes et plus fréquentes. Les inondations causées par les tempêtes pourraient accroître le transport de polluants et de poissons dans les étangs de reproduction.